



Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency (Bilag F)

Larsen, Sille Lyster; Rygaard, Martin

Published in:

Vandeffektive mejerier - et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri (bilagsrapport)

Publication date:

2017

Document Version

Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Larsen, S. L., & Rygaard, M. (2017). Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency (Bilag F). In *Vandeffektive mejerier - et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri (bilagsrapport)* (pp. 63-146). Miljøstyrelsen.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Vandeffektive mejerier - et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri

BILAGSRAPPORT

Juni 2017

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: DHI

ISBN: **978-87-7120-946-4**

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

1.	Bilag 1	5
2.	Bilag 2	62
3.	Bilag 3	147
4.	Bilag 4	191
5.	Bilag 5	194

Forord til bilagsrapport

Denne rapport er et selvstændigt bilag til hovedrapporten for det "Vandeffektive Mejeri". Bilagsrapportens enkeltbilag understøtter hver for sig de enkelte afsnit i hovedrapporten.

Bilagsrapportens bilag 1 præsenterer detaljerede kortlægninger af de mejerier som er kortlagt og understøtter dermed afsnit 1 i hovedrapporten.

Bilag 2 viser detaljerede resultater af de eco-efficiency analyser af udvalgte teknologiske løsninger der er foretaget i projektet. Bilaget giver også en mere detaljeret beskrivelse af den anvendte metode.

Bilag 3 er en beskrivelse af det udkast til Branchekode for (gen)anvendelsen af vand i mejerier som indgår som kapitel 8 i den nye branchekode for mejerier. Bilaget understøtter dermed afsnit 3 i hovedrapporten.

Bilag 4 viser en oversigt over de vidensspredningsaktiviteter der er foretaget under projektet.

Bilag 5 sammenstiller litteratur om fouling af RO-membraner

1. Bilag 1

Kortlægningsrapporter fra mejerier

1. Sammenfatning

På Thise Mejeri er der opsat et stort antal vandure rundt omkring på mejeriet. De dækker enten for specifikke funktioner eller for de enkelte afdelinger. Disse vandure bliver aflæst manuelt dagligt og senere skrevet ind i et regneark. Herefter bliver de indsamlede data ikke rigtigt udnyttet, og pga. tidsforskydelsen bliver uhensigtsmæssige udsving ikke bemærket. På baggrund af de eksisterende data er der fundet målepunkter, som kræver yderligere kortlægning, da de har nogle uventet høje værdier. Desuden er der lokaliseret placeringer af yderligere vandure i samarbejde med mejeriet.

2. Introduktion

2.1 Baggrund

Ved en episode i sommeren 2013 fik mejeriet med kort varsel besked fra vandforsyningsselskabet om, at de ikke længere var i stand til at levere på grund af vandmangel, og at der derfor ville blive lukket for vand. Det var således nødvendigt for mejeriet at hente vand med tankbiler fra et andet reservoir i Skive.

Thise Mejeri har egen spildevandshåndtering, hvor spildevandet ledes til en lagune tæt ved mejeriet. Da niveauet i lagunen er tæt på den maksimale kapacitet, er det ikke muligt for mejeriet at udvide produktionen, da de ikke har mulighed for at håndtere den øgede mængde spildevand. Forbedret vandeffektivitet er derfor vigtig i forhold til mulighederne for fremtidig vækst.

2.2 Målsætning

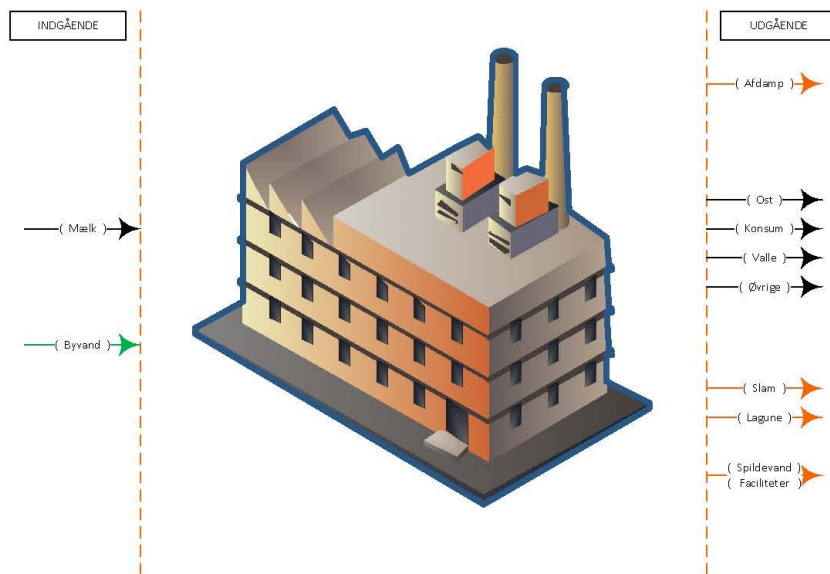
Thise Mejeri har et ønske om at kunne monitorere og visualisere det aktuelle vandforbrug på realtidsbasis. Ved at visualisere forbruget skal den enkelte medarbejder ikke blot blive opmærksom på afdelingens faktiske forbrug, men også imellem de enkelte skiftehold.

Ligeledes har mejeriet et ønske om at kunne reducere deres vandindtag ved at reducere vandforbruget på udstyr, hvor det er muligt, men også ved at erstatte forbruget af byvand på noget af udstyret med den valle-permeat, de allerede producerer i forbindelse med op-koncentreringen af deres valle. En del af dette valle-permeat bruges allerede, mens en del ledes til kloak, da de ikke har mulighed for at opbevare det indtil brugstidspunktet.

3. Indledende kortlægning (*på baggrund af mejeriets egne udleverede data*)

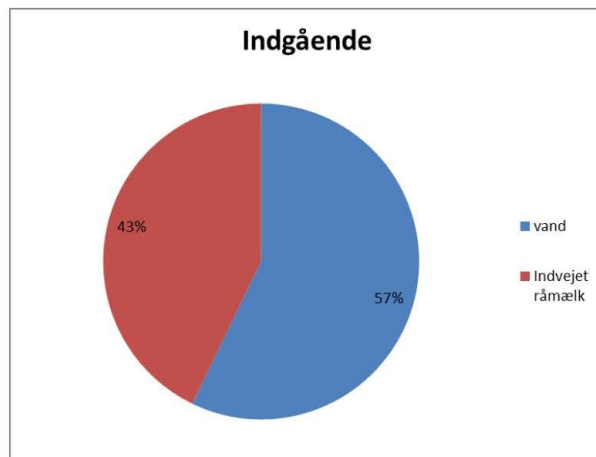
3.1 Kortlægning på eksisterende data

På baggrund af mejeriet egne udleverede data har det været mulig at opstille fordelingen mellem byvand og vand fra råmælken for den indgående vandmængde. Tilsvarende for den udgående vandmængde, hvor der er en fordeling mellem spildevand og produkter. Altså en kortlægning af, hvordan vand kommer til mejeriet, men også hvordan det forlader det. Dette kalder vi *Niveau 0* kortlægning, og princippet for denne er illustreret på Figur B 1.



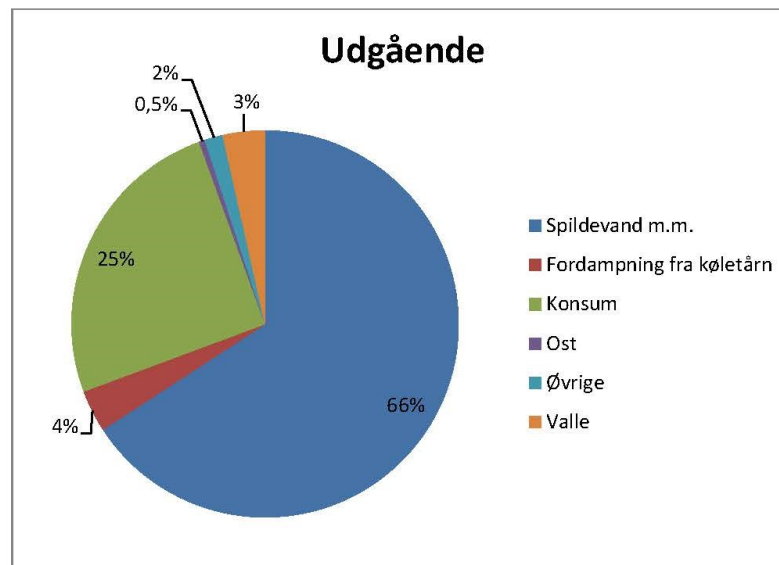
Figur B 1 Niveau 0 kortlægning af ind- og udgående vandstrømme.

På Figur B 2 herunder er den procentvise fordeling af det indgående vand vist. Det ses, at der med den indvejede mælk kommer ca. 43% af den totale indgående vandmængde. Dette svarer til en mængde på omkring 104.000 m³ vand/år.



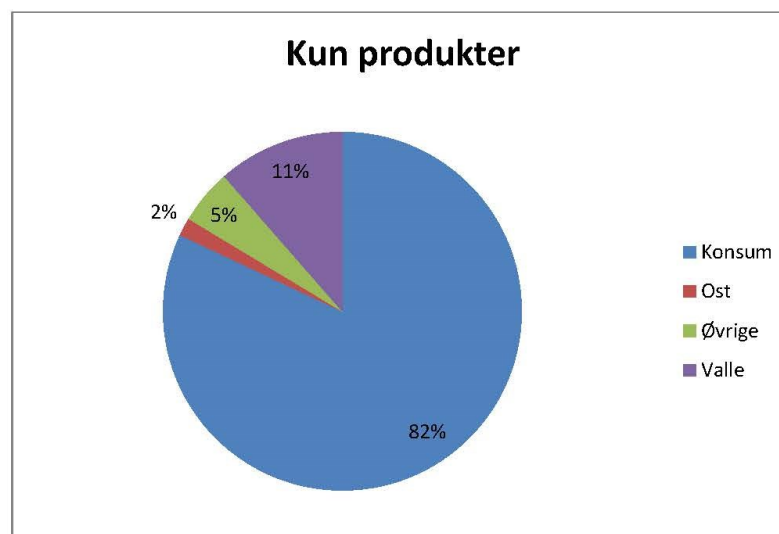
Figur B 2 Fordeling af vand i de indgående strømme. Vandet i den indvejede råmælk svarer til ca. 104.000 m³/år

Ligeledes er der på Figur B 3 vist den procentvise fordeling af vand i produkter, spildevand m.m.. De udgående vandmængder i forbindelse med produkter er baseret på hoved-produktkategorier samt deres ca. vandindhold. Den del af spildevandet, som kommer fra bad- og toiletfaciliteter m.m., er samlet i kategorien *Faciliteter* med en samlet værdi på 879 m³/år.



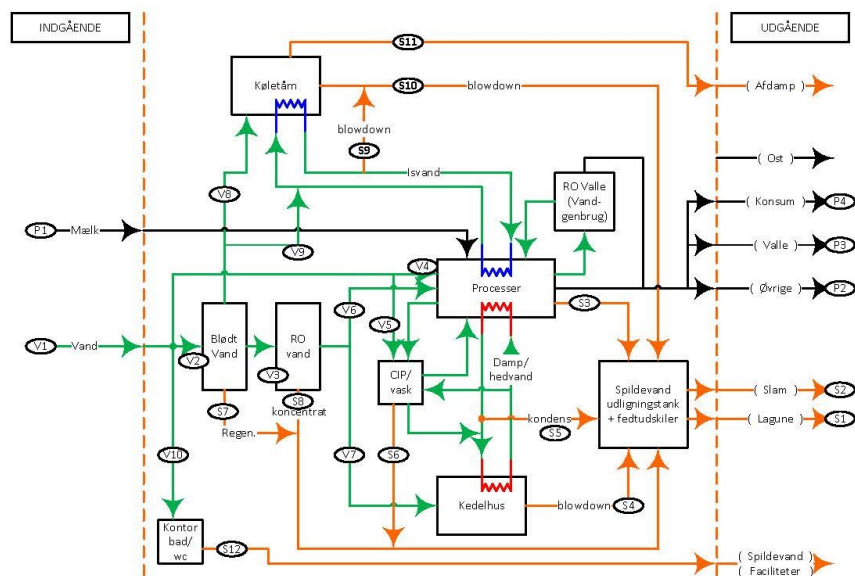
Figur B 3 Fordeling af vand for de udgående strømme. Andelen af spildevand udgør ca. 66 %, så for at synliggøre de øvrige kategorier er dette fjernet i Error! Reference source not found..

Da spildevandsmængden i Figur B 3 udgør en væsentlig del af de udgående vand strømme, er der herunder et diagram kun for produktstrømme, se Figur B 4.



Figur B 4 Fordeling af vand i de udgående produktstrømme.

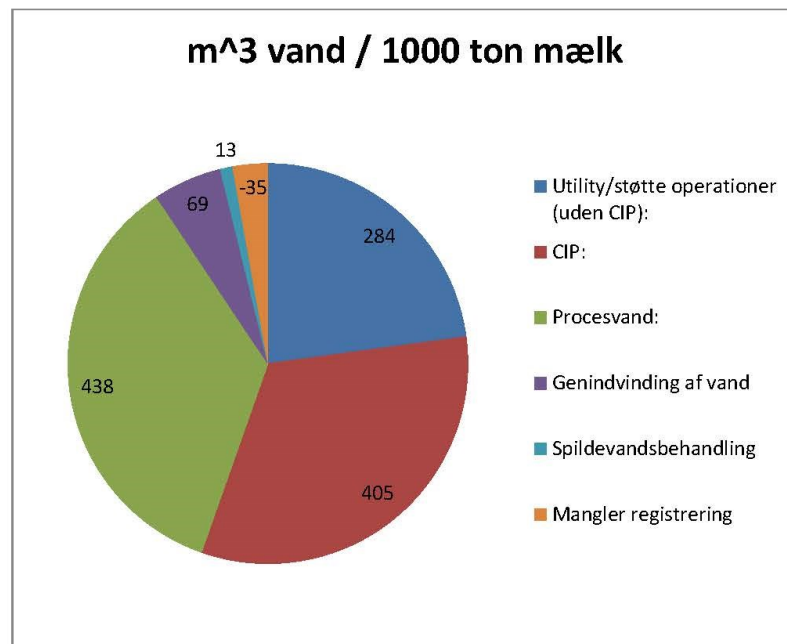
Ud over at lave Niveau 0 kortlægningen var det også muligt at gå et lag dybere ind i Niveau 1 på baggrund af de udleverede data. På Niveau 1 bliver de forskellige vandforbrugende funktioner og enheder inde i selve mejeriet kortlagt. Et diagram over Niveau 1 kortlægningen kan ses i Figur B 5.



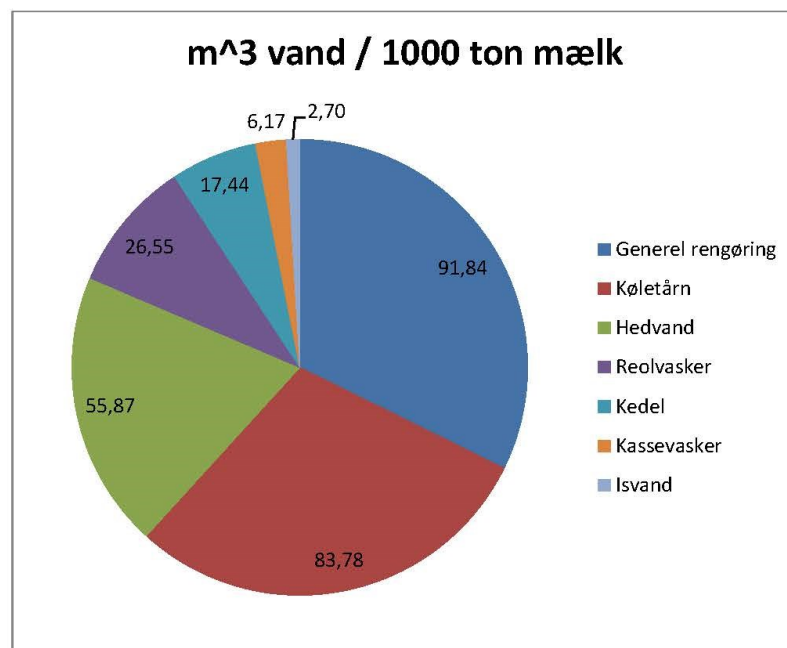
Figur B 5 Diagram over Niveau 1 kortlægningen for Thise mejeri. Her ses de overordnede vandstrømme og vandforbrugende enheder inde på mejeriet.

I de tre nedenstående diagrammer er vandforbruget for de enkelte processer på mejeriet angivet. Værdierne er angivet som m³ pr. 1.000 ton indvejet råmælk. På Figur B 6 er vandforbruget for de overordnede processer angivet. Bemærk, at vi anser CIP for en proces for sig, og den indgår derfor ikke under de øvrige utilities. Ligeledes er der en kategori ved navn *Mangler registrering*, som henviser til afvigelsen fra det samlede forbrug til hovedmålerens værdi. I dette tilfælde er der en overregistrering svarende til 3%.

De øvrige utilities kan ses på Figur B 7. Under utilities er funktioner som kassevasker og reolvasker også medtaget, da disse som sådan ikke er en produktionsproces, men er funktioner, som er nødvendige for produktionen.

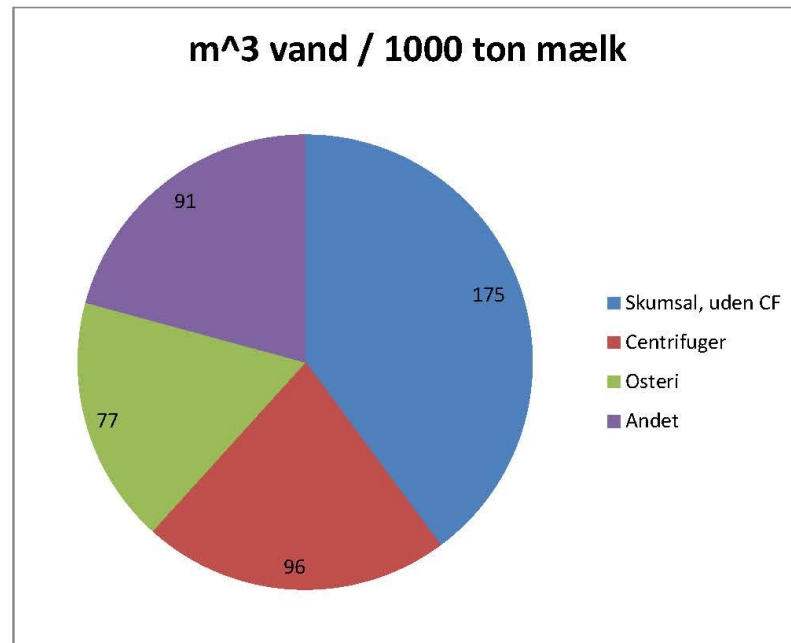


Figur B 6 Diagrammet viser fordelingen af mejeriets vandforbrug på de overordnede processer. Bemærk, at vandforbruget er angivet i m³/1.000 ton indvejet mælk.



Figur B 7 Dette diagram viser fordelingen af vandforbruget for utilities på nær CIP. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

Vandforbruget i selve mejeriprocesserne er vist i Figur B 8 herunder. Der er vist værdier for Skumsal uden CF, Centrifuger og Osteri. De øvrige processer er samlet under Andet, og værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk. Dette er gjort med henblik på sammenligning med de øvrige mejerier.



Figur B 8 I dette diagram vises vandforbruget på bl.a. Skumsal ekskl. CF, Centrifuger og Osteri. De øvrige processer er samlet under andet. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

3.2 Største sinks og sources

Vandkvaliteten er angivet efter branchekoden for genanvendelse af vand i mejerier, se bilag 4.

De tre største sinks er følgende:

- Skumsal inkl vandskub (20.733 m³) – vandkategori 2
- Slutskyl i CIP (12.610 m³) – vandkategori 2
- Blødvandsanlæg (11.860 m³) – vandkategori 2/3

De tre største sources er følgende:

- Skumsal inkl vandskub (20.733 m³)
- RO-permeat produceret (15.481 m³)
- Slutskyl i CIP (12.610 m³)
- Ludskyl i CIP (11.401 m³)

3.3 Tiltag for at forbedre vandbalancen

Hos Thise er det tilfældet, at der allerede er godt dækket ind med vandure, så den overordnede vandbalance var nem at lave. Der er dog nogle områder, som er for "groft" inddelt og derfor kræver yderligere opdeling. Der vil blive monteret yderligere vandure bl.a. på følgende placeringer:

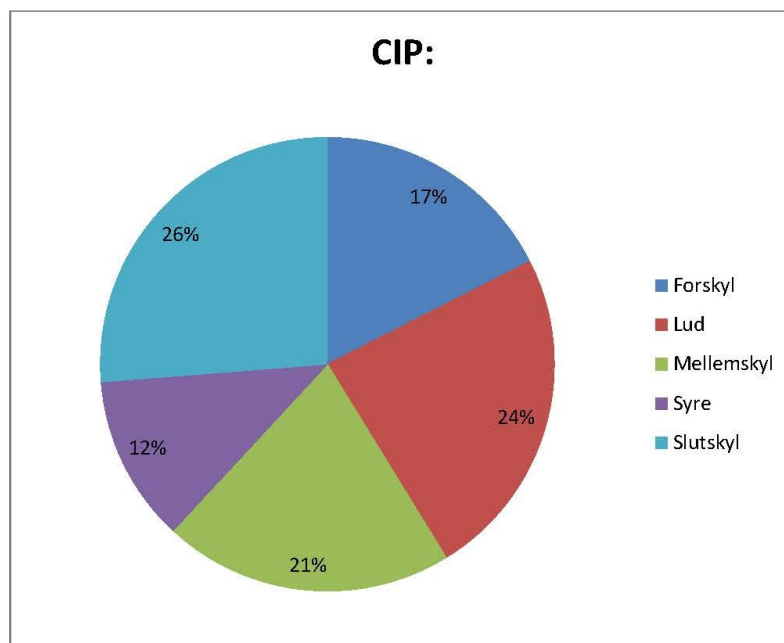
- Sød UF (placeret i indvejningen)
- Hele indvejningen (går under øvrige pt)
- Sur UF

- Ostevaskeren
- Kassevaskeren
- Laboratoriet
- 2 stk. til RO-valle anlæggene

Desuden er der iværksat undersøgelser af enkelte poster, hvor forbruget virker urealistisk i forhold til formålet. Dette er bl.a. vandforbruget til at rengøre RO-valle anlæggene. Forbruget hertil er registreret til ca. 8.500 m³/år. Det kan måske skyldes, at det ene anlæg er rent manuelt styret, hvorimod det andet er fuldautomatisk.

4. Efterfølgende kortlægningsaktiviteter

- 4.1 Beskrivelse af yderligere kortlægningsaktiviteter
 For at få en bedre forståelse for, hvordan vandforbruget er fordelt internt i de enkelte processer, er det nødvendigt at differentiere mellem forskellige typer af forbrugere, men også at oprette nye kategorier. F.eks. indgår pumpekøling/pakdåser i mange af de større afdelinger, så disse kan fjernes og samles i en ny kategori. Der er også flere funktioner, hvor vandforbruget ikke direkte kan aflæses på et vandur, men logges i forbindelse med produktionen. Dette er f.eks. tilfældet med CIP, hvor der ikke kun logges, hvor meget vand der bruges i hvert enkelt CIP, men også hvilken funktion og hvilken type.
- 4.2 Resultater fra den yderligere kortlægning
 Ved at gennemgå de registrerede sessions log for CIP kan følgende fordeling af vandforbruget til CIP findes. Af det samlede forbrug til for- og mellemskyl kommer ca. 25 % fra RO-valle permeat. Der benyttes kun mellemskyl i de tilfælde, hvor der bruges syreskyl. I nogle rengøringstrin er det tilstrækkeligt kun at bruge forskyl, lud og sluts skyl. I de tilfælde, hvor der ikke bruges syreskyl, er der registreret en fejl i logningen, hvor sluts skyllet primært angives som mellemskyl samt en lille andel på sluts skyl. Dette er der blevet korrigeret for i Figur B 9 herunder.

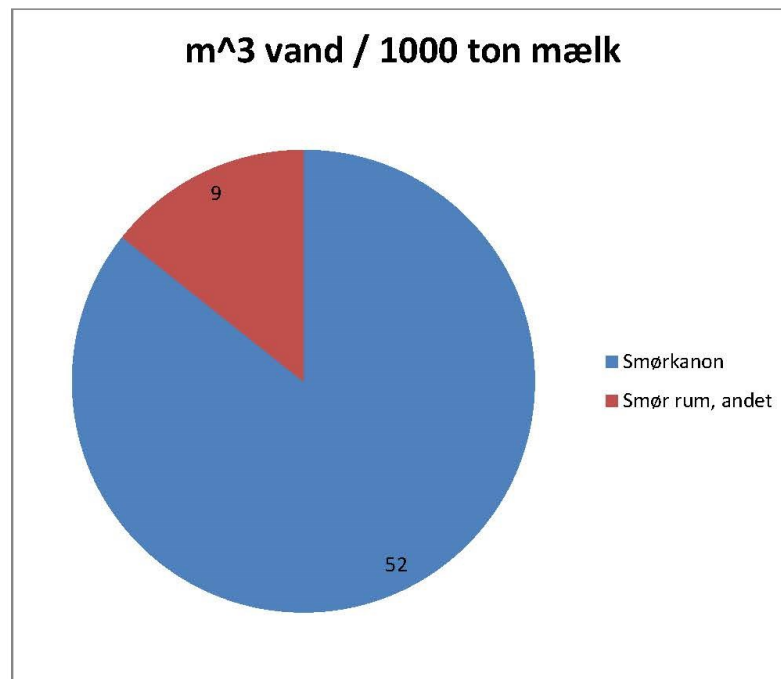


Figur B 9 Dette diagram viser fordelingen af vand på de enkelte CIP funktioner. Disse er Forskyl, Lud, Mellem skyl, Syre og Slut skyl. Der bruges kun mellem skyl i forbindelse med syreskyl.

Forbruget til pumpekøling/pakdåser er ikke registreret, men hver enkelt enhed har et krav til, hvad vandflowet skal være indstillet til. Ud fra disse krav er det muligt at udregne et skøn på forbruget. Et skøn, der er baseret på 20 enheder, som er aktive i 20 timer om dagen og kræver et flow på 1 L/min, giver et årligt vandforbrug på 8.760 m³, eller hvad der svarer til 74 m³ pr. 1.000 ton mælk.

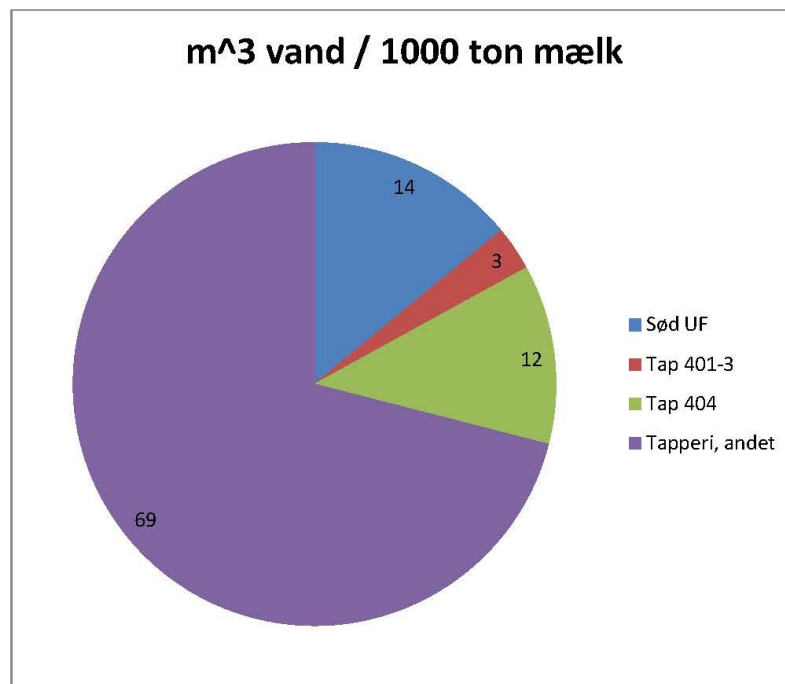
Nedenfor er der vist resultatet af den dybere kortlægning for følgende fire afdelinger; Smør, Sød tapperi, Sur tapperi og Osteriet. De fremgår først hver for sig, og dernæst i en samlet graf. Vandforbruget og den indvejede mælkemængde er for perioden 1. januar til 30. juni 2016. Vandforbruget er udtrukket via eButler og korrigeret for eventuelle bi-målere. Den indvejede mælkemængde er opgjort på ugebasis, men er blevet korrigeret i for *halve* uger. I perioden er der indvejet 67.542 ton mælk.

I Figur B 10 herunder er vandforbruget i smørafdelingen vist. Der er to vandure i afdelingen; *smør-rum*, *andet* og *smørkanon*. Smørkanonen udgør det væsentligste forbrug med 52 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk, hvorimod smør-rum, andet bruger 9 m³. *Andet* dækker over forbruget til spuleslange, håndvaske m.m.



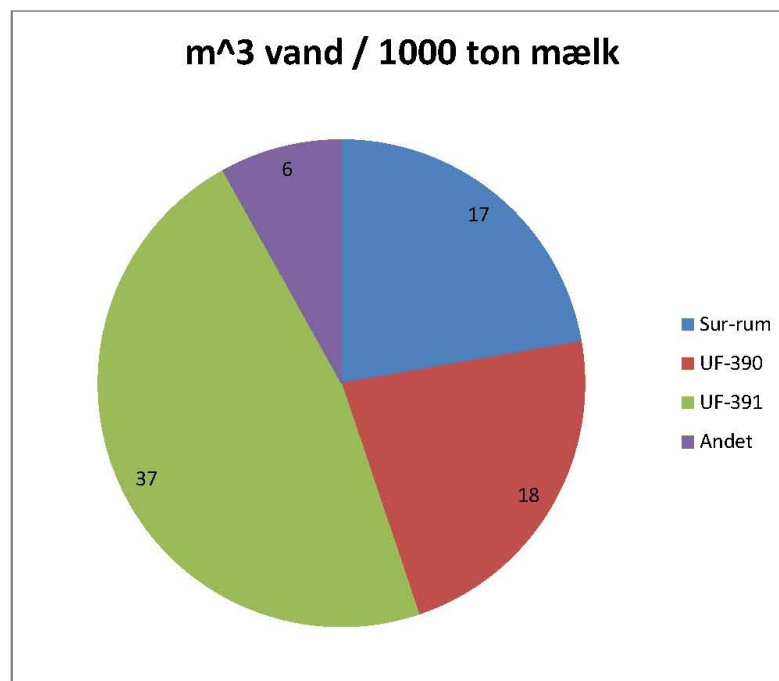
Figur B 10 Oversigt med vandforbruget i Smør afdelingen. Vandforbruget er vist som m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vist for perioden 1. januar til 30. juni.

På den nedenstående graf i Figur B 11 er vandforbruget til Sød tapperi vist. Vandforbruget registeret under *tap 401-3* og *tap 404* er forbrug på selve tappemaskinerne til bånd- og kædesmøringen men også til udvendig vask af fx kartoner efter fyldning. Det samlede forbrug hertil udgør omkring 15% af det samlede vandforbrug i afdelingen, svarende til hhv. 3 og 12 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Det største vandforbrug i afdelingen går under kategorien Tapperi, *andet* og udgør 69 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk.



Figur B 11 Oversigt med vandforbruget i Sød tapperi afdelingen. Vandforbruget er vist som m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vist for perioden 1. januar til 30. juni.

I Sur afdelingen går det primære vandforbrug til to UF anlæg, hvor der bruges hhv. 18 og 37 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk på UF-390 og UF-391, se Figur B 12. I selve *Sur-rummet* bruges der 17 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk, og under kategorien *andet* bruges der desuden 6 m³ til fx spuleslanger.

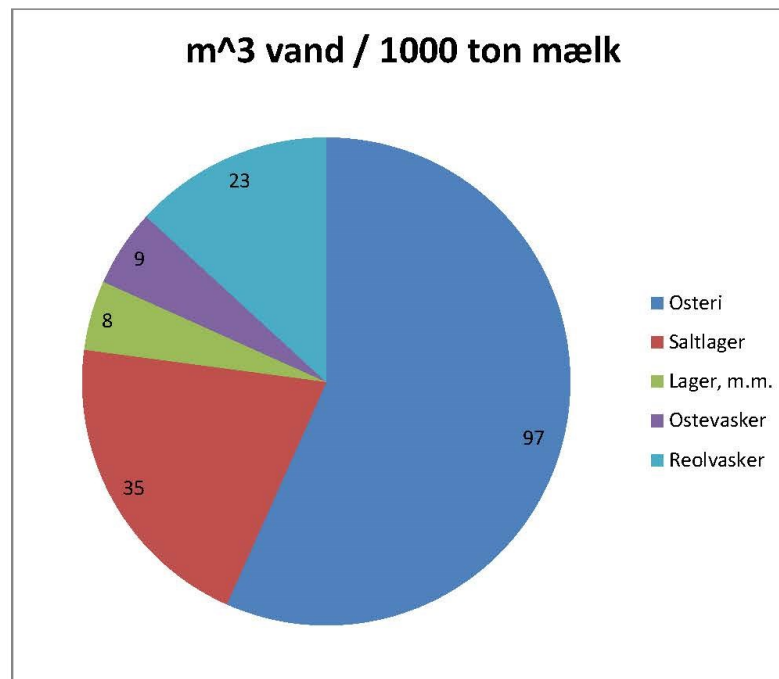


Figur B 12 Oversigt med vandforbruget i Sur tapperi afdelingen. Vandforbruget er vist som m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vist for perioden 1. januar til 30. juni.

Osteriet bruger den største mængde vand af de viste 4 afdelinger. Da osteriet består af en række rum, med hver deres vandur, er vandforbruget vist for hver af disse sektioner med undtagelse af vandforbruget for *ostevasker* og *reolvasker*, se Figur B 13.

Der har derfor ikke været muligt at isolere forbruget til fx spuleslanger under en enkelt *andet* kategori, så forbruget hertil indgår under hver sektion. Det største vandforbrug findes i den første sektion, *Osteriet*, hvor der bruges 97 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk i forbindelse med osteproduktionen. Den næste sektion, *Saltlager*, bruger 35 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk til bl.a. ostekøling og saltlage. Herefter kommer sektionen *Lager* hvor ostene bl.a. modnes og efterfølgende vaskes og opskæres. I denne sektion bruges der 8 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vandforbruget til ostevasker og reolvasker er fratrukket dette vandforbrug, hvor der bruges hhv. 9 og 23 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk.

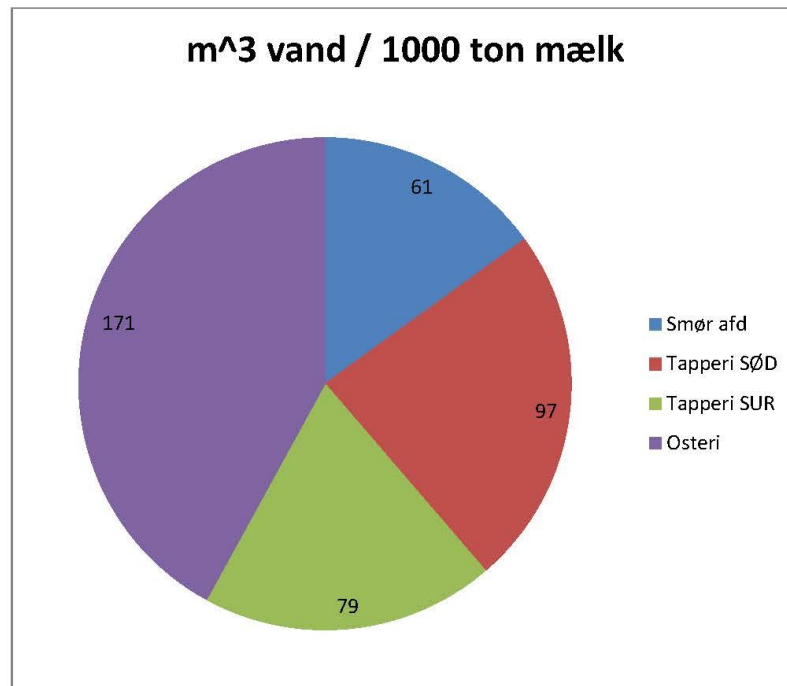
I de første 3 måneder i perioden har der været målerfejl på vanduret til *Lager*, hvorved det gennemsnitlige forbrug for de sidste tre måneder er antaget repræsentativt for hele perioden.



Figur B 13

Oversigt med vandforbruget i Osteriet. Vandforbruget er vist som m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vist for perioden 1. januar til 30. juni. Pga. målerfejl ved Lager vanduret er vandforbruget i de første 3 måneder af perioden beregnet ud fra de sidste 3.

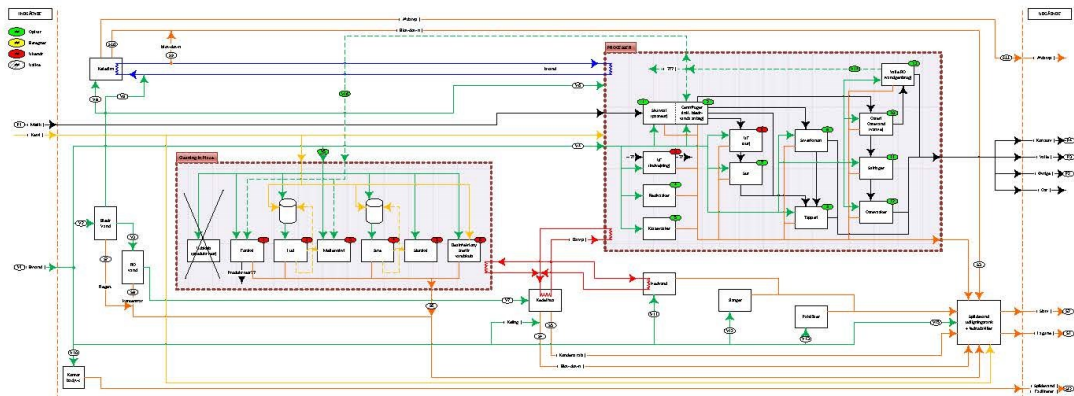
I Figur B 14 herunder er det samlede vandforbrug for de 4 afdelinger samlet i en graf, hvorved det kan ses at *Osteriet* er den største vandforbruger af de 4, med et vandforbrug svarende til 171 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Dette svarer til 42 % af de 4 afdelingers samlede vandbrug. Herefter følger *Sød tapperi* og *Sur tapperi* med hhv. 97 og 79 m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Smør afdelingen har kun brugt 61 m³ svarende til 15 %.



Figur B 14 Oversigt med de fire ovenstående afdelingen. Vandforbruget er vist som m³ vand pr. 1000 ton indvejet mælk. Vist for perioden 1. januar til 30. juni.

4.3 Forbedret vandbalance

Den forbedrede og differentierede vandbalance kalder vi Niveau 2, og den kan ses på Figur B 15. Her er vandforbruget til CIP og processer blevet delt yderligere op, og ligeledes er der oprettet nye kategorier såsom pakkåser.



Figur B 15 Niveau 2 diagrammet. I dette diagram er vandforbruget til CIP og processer blevet delt yderligere op. Ligeledes er der oprettet yderligere kategorier såsom pakkåser.

- 4.4 Behov for yderligere vandmålere
- Der er i fællesskab fundet egnede placeringer til yderligere vandmålere. Desuden vil der blive installeret nye vandure på alle nye anlæg. Dette er foruden de nuværende manuelt aflæste, som alle skal udskiftes med nye fjernaflæste vandure fra Kamstrup. I alt er der blevet installeret og udskiftet over 80 nye vandure og aftastere.

De nye placeringer er bl.a.:

- Sød UF (placeret i indvejningen)
- Hele indvejningen
- Kædesmøring
- CIP
- Pakdåser
- Sur UF
- Ostevaskeren
- Kassevaskeren
- Laboratoriet
- 2 stk. til RO-valle anlæggene

- 4.5 Nyeste tal, sammenligning
- Dette er en sammenligning mellem tallene fra den oprindelige kortlægning med de nyeste tal hentet fra bl.a. eButler. Der beregnes et årligt forbrug ud fra forbruget for oktober måned 2016.

5. Konklusion

Sædager Mejeri

1. Sammenfatning

Sædager Mejeri er et forholdsvist nyt mejeri, der er meget automatiseret med få og enkelte procestrin. På mejeriet er der opsat en del vandure, som typisk sidder på små slutbrugere såsom skylleslanger og skylletunneler. Der aflæses kun regelmæssigt på nogle få vandure såsom hovedmålerne og blødvandsanlæggene. Resten aflæses kun periodevist ved f.eks. interne undersøgelser.

Sædager Mejeri er beliggende i Mariagerfjord kommune, så de bliver pålagt et stort særbidrag, hvorfor de har et ønske om at reducere deres udledning. Ved at reducere på indtaget af nyt byvand og samtidig genbruge eller genindvinde vand fra produktionen kan udledningen forhåbentligt mindskes.

2. Introduktion

2.1 Baggrund

På Sædager Mejeri producerer de hvid ost/salatost i forskellige varianter. I det færdige produkt udgør omkring 60 % af indholdet saltlage, hvilket betyder, at der forlader en del vand sammen med deres produkter. Selvom der forlader en del vand sammen med produkterne, er der stadig en del uudnyttet vand i deres valle.

Mejeriet ligger i Mariagerfjord kommune, så der er store omkostninger til udledning af spildevand, som følge af kommunens satser for særbidrag. En forbedret vandeffektivitet er derfor vigtig i forhold til mulighederne for fremtidig vækst og øget konkurrencedygtighed.

2.2 Målsætning

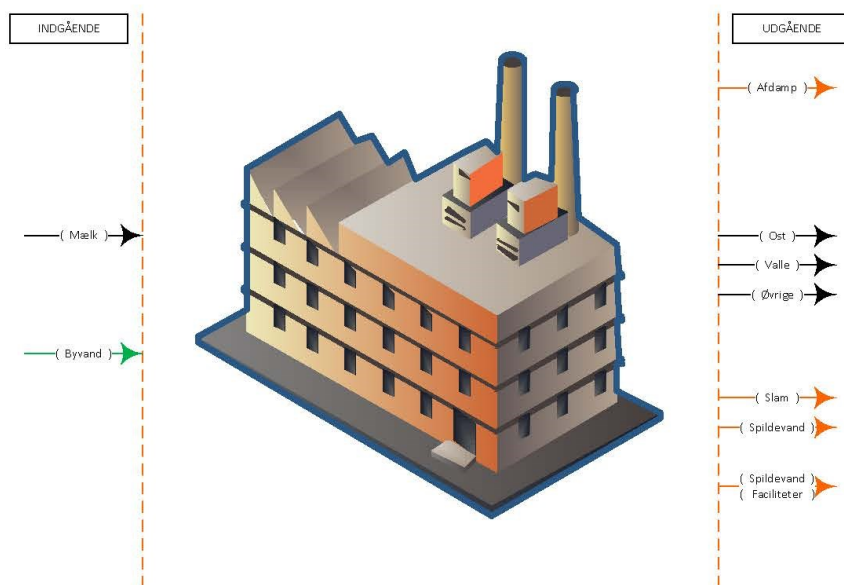
Mejeriet har et ønske om at effektivisere og reducere deres omkostninger, især på spildevandssiden, da det er en stor post. Vandindtaget er en mindre økonomisk post, da de ejer og driver stikledningen fra vandforsyningen, så der betales kun for vandets råpris.

Der ses et stort potentiale i at udnytte UF-permeatet ved at sætte et RO oprensningstrin på. Herved kan UF-permeatet opkoncentreres, og der kan muligvis genindvindes tabt produkt. Desuden kan RO-permeatet også udnyttes, enten som proces- eller produktvand alt efter koncentrationen af indholdsstoffer.

3. Indledende kortlægning (*på baggrund af mejeriets egne udleverede data*)

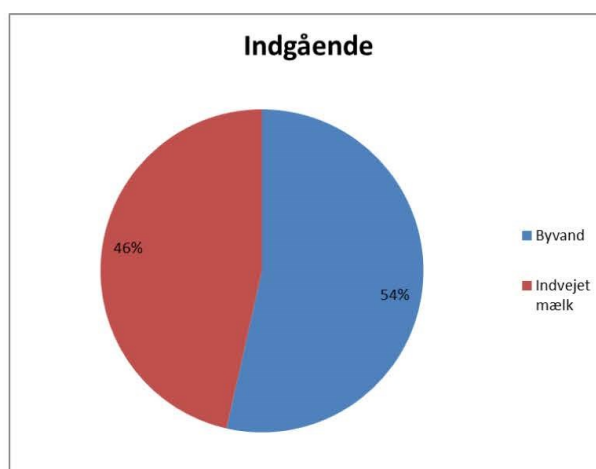
3.1 Kortlægning på eksisterende data

På baggrund af de eksisterende data udleveret af mejeriet har det kun været muligt at kortlægge det, vi kalder *Niveau 0*. Princippet i Niveau 0 er illustreret på Figur B 16, hvor de vandstrømme, som tilgår og forlader mejeriet, indgår. For de indgående vandstrømme drejer det sig om vandet i den indvejede råmælk og byvand. På den udgående side er det vandet i produkter fra produktionen såsom ost, valle og øvrige. Ud over produktsiden forlader vand også mejeriet i form af afdampning fra køletårne, spildevand og slam.



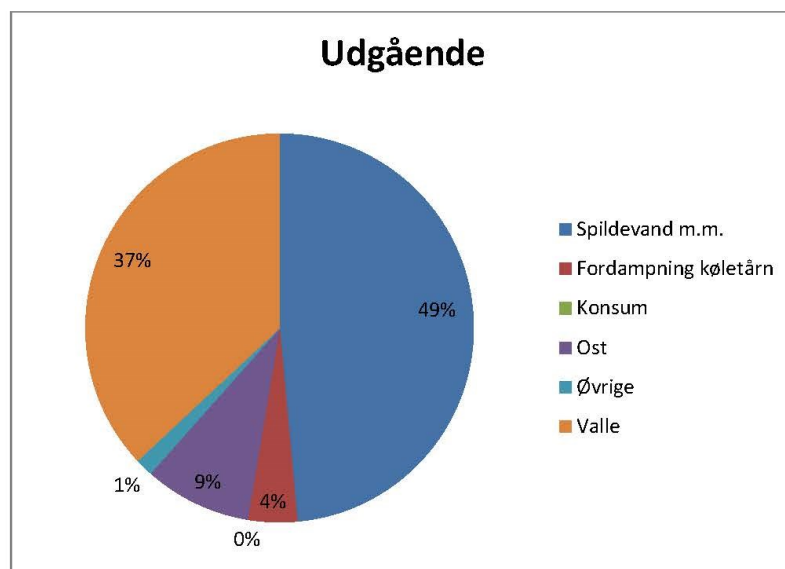
Figur B 16 Niveau 0 kortlægning af ind- og udgående vandstrømme.

På Figur B 17 herunder er den procentvise fordeling af det indgående vand vist. Det ses, at der med den indvejede mælk kommer ca. 46 % af den totale indgående vandmængde. Dette svarer til en mængde på omkring 58.200 m³ vand for 2013.



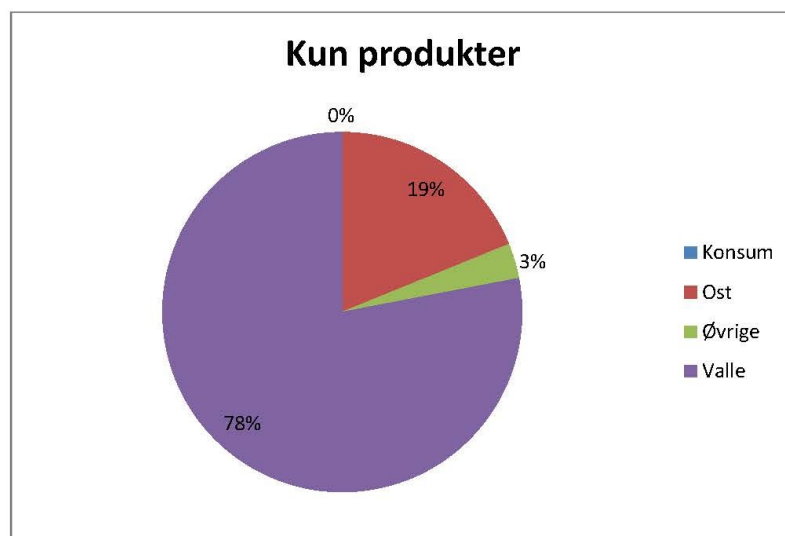
Figur B 17 Fordeling af vand i de indgående strømme. Vandet i den indvejede råmælk svarer til ca. 58.200 m³ for år 2013

Ligeledes er der på Figur B 18 vist den procentvise fordeling af vand i produkter, spildevand m.m.. De udgående vandmængder i forbindelse med produkter er baseret på hoved-produktkategorier samt deres ca. vandindhold. Der produceres ikke konsummælks produkter på mejeriet, men kategorien er medtaget for lettere sammenligning på tværs af mejerierne.



Figur B 18 Fordeling af vand for de udgående strømme. Andelen af spildevand udgør ca. 49 %.

Da spildevandsmængden i Figur B 18 udgør en væsentlig del af de udgående vandstrømme, er der herunder et diagram kun for produktstrømme. På Figur B 19 ses det tydeligt, at den største andel af vandet forsvinder sammen med valle. De 78% svarer til ca. 28.700 m³ vand om året.



Figur B 19 Fordeling af vand i de udgående produktstrømme. Den største andel forsvinder som valle med en værdi på ca. 27.800 m³ vand om året.

3.2 Største sinks og sources
N/A

3.3 Tiltag for at forbedre vandbalancen

Der har været igangsat en regelmæssig aflæsning af alle tilgængelige vandure på mejeriet, så det har været muligt at forbedre kortlægningen til det, vi kalder Niveau 1, hvor interne processer også kortlægges.

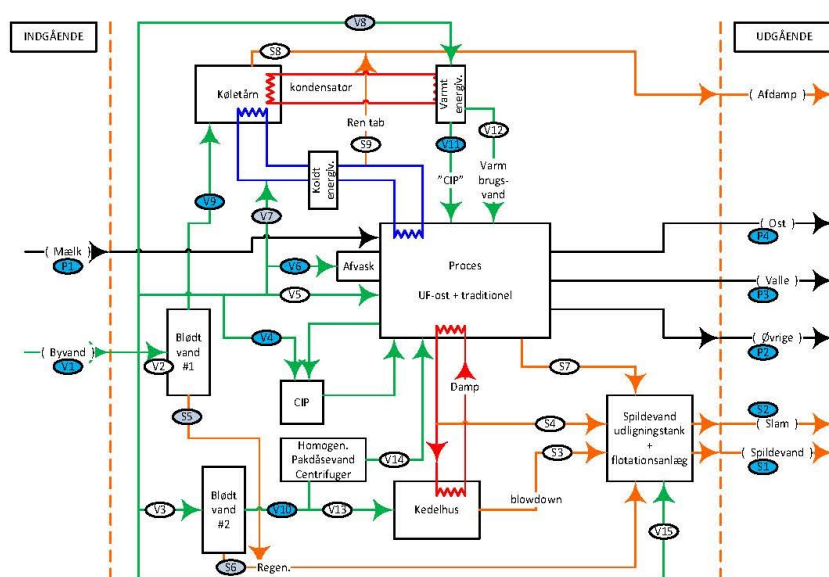
4. Efterfølgende kortlægningsaktiviteter

4.1 Beskrivelse af yderligere kortlægningsaktiviteter

På baggrund af de iværksatte regelmæssige aflæsninger af vandure inde på mejeriet, har det været muligt at forbedre kortlægningen til Niveau 1.

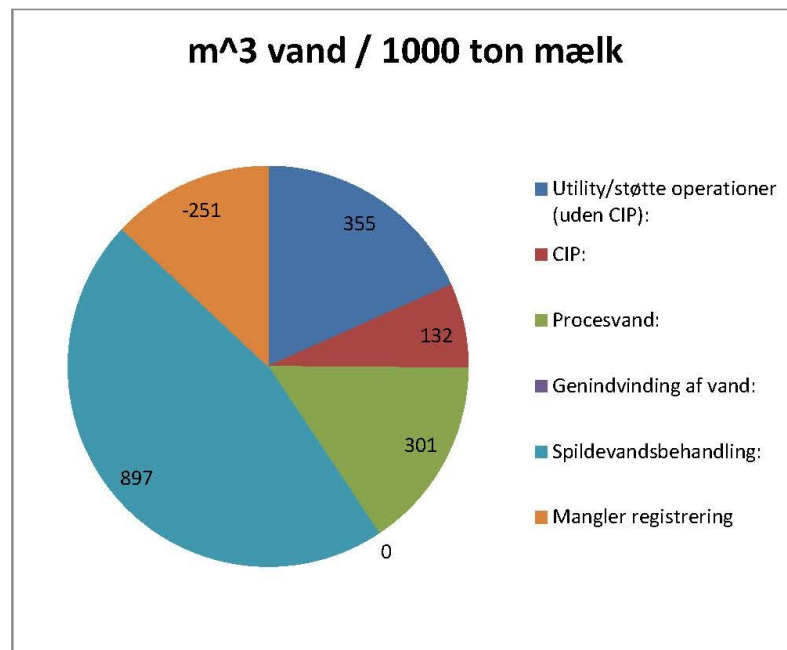
4.2 Resultater fra den yderligere kortlægning

På Niveau 1 bliver de forskellige vandforbrugende funktioner og enheder inde i selve mejeriet kortlagt. Et diagram over Niveau 1 kortlægningen kan ses på Figur B 20.



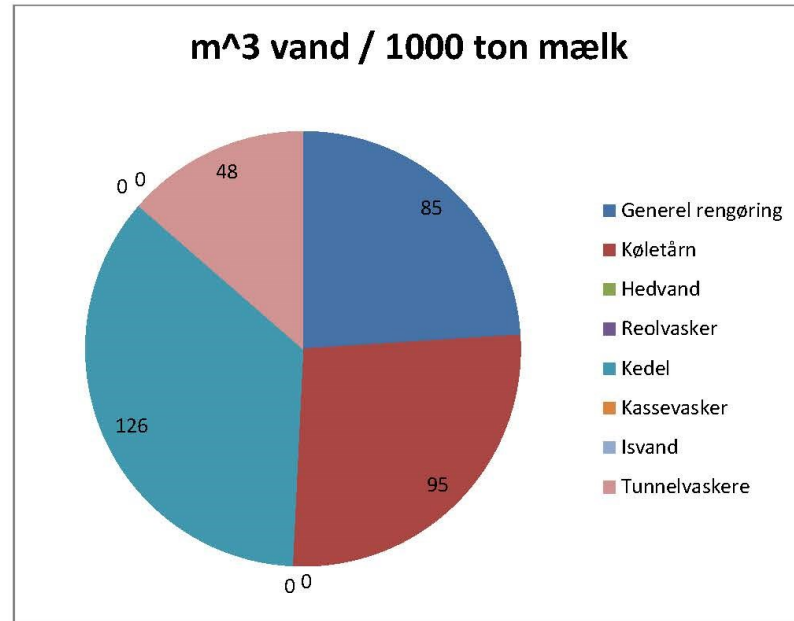
Figur B 20 Diagram over Niveau 1 kortlægningen for Sædager Mejeri. Her ses de overordnede vandstrømme og vandforbrugende enheder inde på mejeriet.

I de tre nedenstående diagrammer er vandforbruget for de enkelte processer på mejeriet angivet. Værdierne er angivet som m³ pr. 1.000 ton indvejet råmælk. På Figur B 21 er vandforbruget for de overordnede processer angivet. Bemærk, at vi anser CIP for en proces for sig, og den indgår derfor ikke under de øvrige utilities. De øvrige utilities kan se på Figur B 22. Under utilities er funktioner som generel rengøring og skylletunneller også medtaget, da disse som sådan ikke er en produktionsproces, men er funktioner, som er nødvendige for produktionen. Processen *Genindvinding af vand* er medtaget, selvom den har værdien 0, for at gøre opmærksom på, at der ikke genindvindes noget vand på mejeriet. Der er dog basis for at gøre det på et senere tidspunkt.



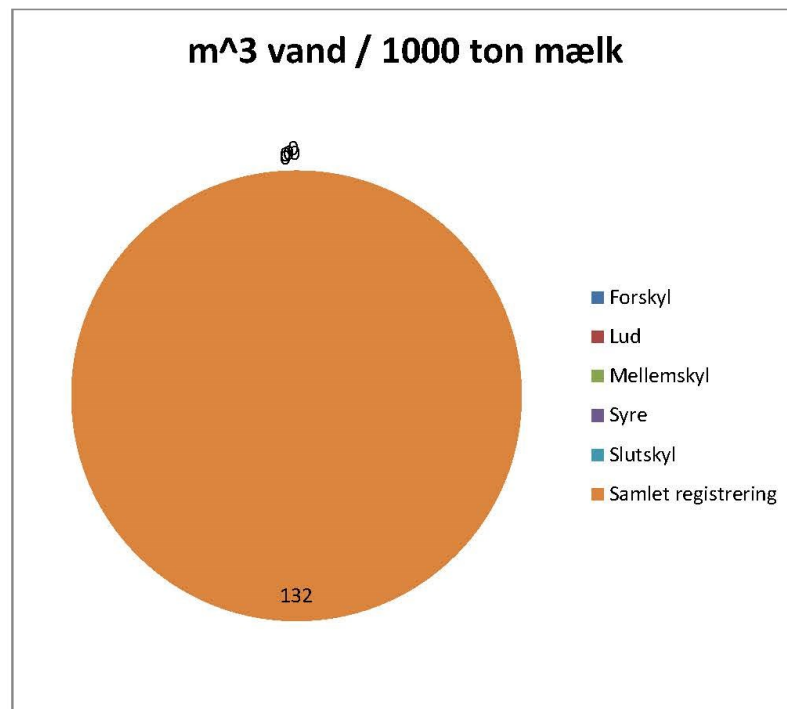
Figur B 21 Diagrammet viser fordelingen af mejeriets vandforbrug på de overordnede processer. Bemærk, at vandforbruget er angivet i m³/1.000 ton indvejet mælk.

På diagrammer i Figur B 22 herunder vises vandforbruget til utilities på nær CIP. Støttefunktionerne hedvand og isvand er medtaget, selvom de har værdien nul. Dette skyldes, at der på nuværende tidspunkt ikke er monteret vandure, som måler deres forbrug. Som netværket af vandure er indrettet, er deres forbrug lagt sammen med forbruget til andre funktioner. Tunnelvaskere er trukket ud for sig, da de udgør en andel af vandforbruget til utilities svarende til 13%. Reol- og kassevaskere er medtaget for sammenligningens skyld, selvom disse ikke bruges på mejeriet.



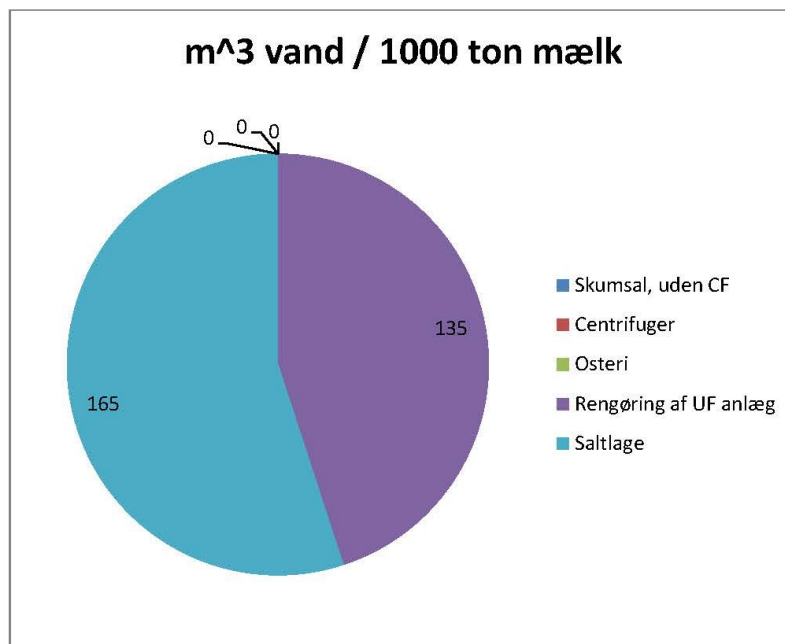
Figur B 22 Dette diagram viser fordelingen af vandforbruget for utilities på nær CIP. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

I diagrammet herunder, på Figur B 23, er vist vandforbruget til CIP, som det kan aflæses på vanduret. Der er ikke godtgjort nogen fordeling til de forskellige CIP stadier.



Figur B 23 Dette diagram viser vandforbruget til CIP. Bemærk, at ud fra aflæsninger har det ikke været muligt at opdele yderligere. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

Vandforbruget i selve mejeriprocesserne er vist i Figur B 24 herunder. Der er ikke oplyst værdier for de klassiske processer såsom skummesal og centrifuger. Forbruget af saltlage er udregnet ud fra den producerede mængde ost, mens mængden af vand til rengøring af UF anlægget er aflæst på et vandur. Mængderne er angivet som m³ vand pr. 1.000 ton indvejet mælk.



Figur B 24 I dette diagram vises vandforbruget for mejeriprocesser. Der er kun registreret forbruget til saltlage og rengøring af UF anlæg. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

4.3 Forbedret vandbalance

For at kunne lave en forbedret vandbalance er det nødvendigt med et mere finmasket netværk over vandforbruget, både ud fra styringslogs, men også fra yderligere vandure. Der er et stærkt behov for at forbedre kortlægningen, da den samlede sum af brugt og registreret vand overskrider mejeriets samlede årsforbrug af vand. Dette skyldes især, at nogle mellemtrin ud fra aflæsningerne giver enten for høje eller for lave vandmængder til de videre udregninger.

4.4 Behov for yderligere vandmålere

Der er behov for et mere finmasket netværk af vandure på visse steder af mejeriet. Dette gælder f.eks. for utilities, da der her er mange funktioner, som ikke styres og registreres gennem automatikken, og som derfor ikke monitoreres på samme måde som de automatiserede processer. Ligeledes er der et behov for bedre at kunne forstå, hvordan logningen dækker i forbindelse med de automatiserede processer, og hvilke områder der har en for grov inddeling.

På følgende steder kan der allerede udpeges et behov for yderligere vandmålere. Det drejer sig om:

- Den løbende blanding af saltlage, der blot bliver lavet, så der er nok, uden at der er en reel kontrol med forbruget.
- En mere finmasket dækning i CIP/forrensningshallen, hvor flere store vandforbrugende enheder dækkes under samme måler
- Opsplitning af hedvandforbruget mellem brugsvand og rengøring af UF-anlægget.

5. Konklusion

Them Andelsmejeri

1. Sammenfatning

På Them Mejeri er der et lille antal vandure installeret - og primært i *det gamle* mejeri - og kun én hovedmåler til det nye mejeri. Alle vandure på mejeriet aflæses regelmæssigt. På grund af mejeriets ældre rammer og løbende til- og ombygninger er der ofte mange forgreninger efter hvert vandur, hvilket gør, at de kan dække over store områder og flere funktioner. Der har været nogle vand- og energimæssige problemer med deres køletårne, hvilket har medført et stort vandforbrug hertil, både som følge af ekstra rengøring, og fordi der er blevet dumpet store mængder vand for at modvirke vækst i systemet.

2. Introduktion

2.1 Baggrund

Them er et rent ostemejeri, hvor der hovedsageligt laves gul ost. Mejeriet er til dels i lidt ældre rammer, hvilket bevirker, at der stadig bruges et ældre enfaset CIP anlæg til rengøring af nogle områder, hvor hvert skyl dumpes i kloakken efter brug. Til den nyere del er der et (semi-)automatisk styret CIP system, hvor der er en noget bedre genbrug af hver type skyl. De har påtænkt, at det gamle CIP system skal udskiftes med et nyt, da det vil kunne spare dem for en betragtelig del vand, men også energi.

Der er et ønske om, at vollen, som nu køres til Danmark Protein, bliver reduceret i volumen, så der både kan spares på transportomkostninger og reduceres i mængden af indtaget byvand. Dette kan gøres med RO filtreringstrin, så vollen bliver opkoncentreret og derved sendes afsted ved en højere koncentration, samt ved at bruge permeatet fra RO-anlægget til andre funktioner på mejeriet.

Det skal dog bemærkes, at der er et udtalt ønske om ikke blot at lave vandbesparelser for vandbesparelsernes skyld, da det vil koste noget at implementere disse tiltag. Der skal derfor være en økonomisk gevinst ved det.

2.2 Målsætning

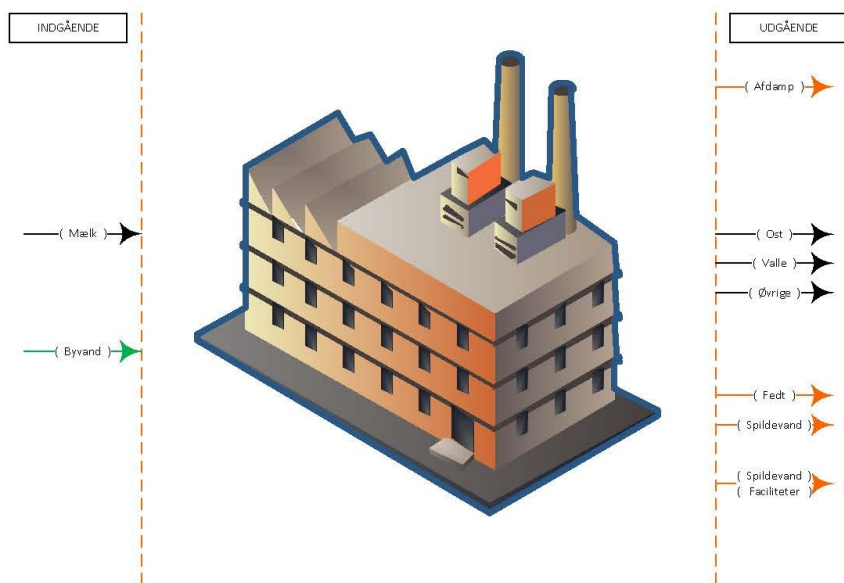
Them Mejeri har et ønske om at kunne indvinde vand fra valle i form af RO-permeat, hvorved de kan reducere på indtaget af byvand. Ligeledes ønsker de at opgradere det ældste af deres to CIP anlæg, da hvert skyl bliver dumpet i kloakken efter brug og altså ikke recirkuleres som i et moderne fuldautomatisk anlæg.

Når køletårnet er blevet rensat tilstrækkeligt og indstillet korrekt, er der en forventning om en betydelig besparelse på vandforbruget hertil. Det skal dog bemærkes, at selve rengøringen og ombygningen af køletårnet er påbegyndt inden projektets start.

3. Indledende kortlægning (*på baggrund af mejeriets egne udleverede data*)

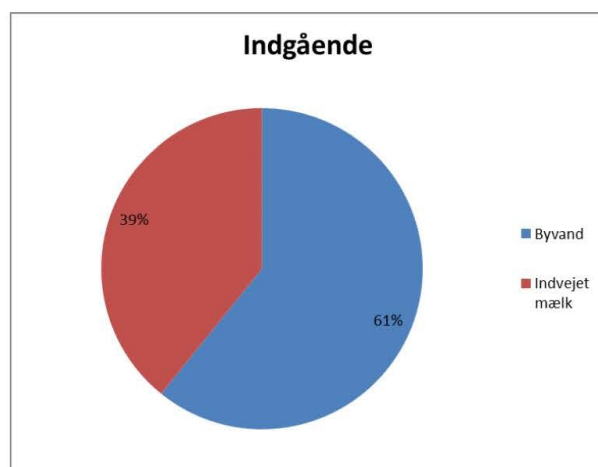
3.1 Kortlægning på eksisterende data

På baggrund af mejeriets egne udleverede data har det været mulig at opstille fordelingen mellem byvand og vand fra råmælken for den indgående vandmængde. Tilsvarende for den udgående vandmængde, hvor der er en fordeling mellem spildevand og produkter. Altså en kortlægning af, hvordan vand kommer til mejeriet, men også hvordan det forlader det. Dette kalder vi *Niveau 0* kortlægning, og princippet for denne er illustreret på Figur B 25.



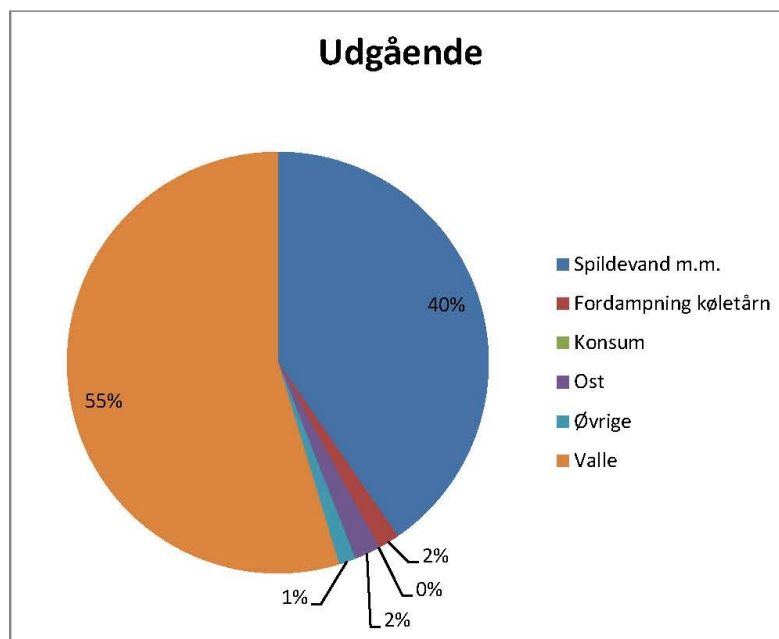
Figur B 25 Niveau 0 kortlægning af ind- og udgående vandstrømme.

På Figur B 26 herunder er den procentvise fordeling af det indgående vand vist. Det ses, at der med den indvejede mælk kommer ca. 39 % af den totale indgående vandmængde. Dette svarer til en mængde på omkring 50.500 m³/år vand.



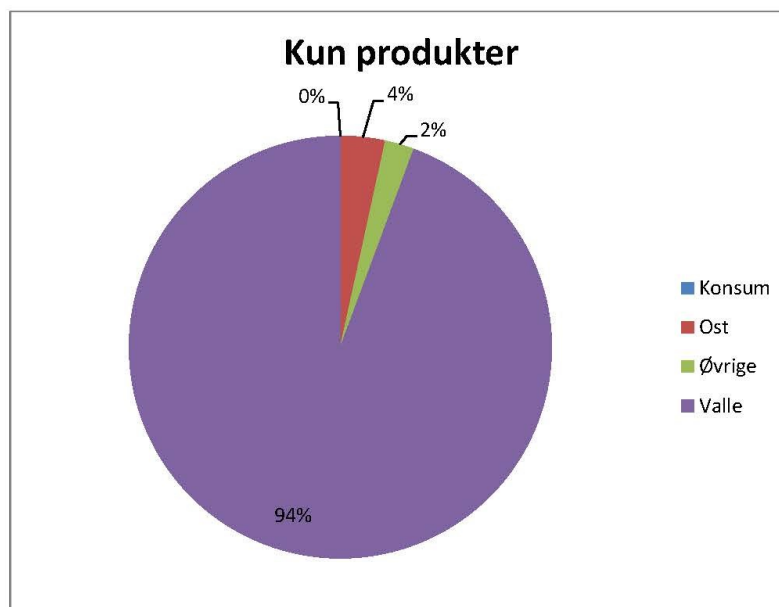
Figur B 26 Fordeling af vand i de indgående strømme. Vandet i den indvejede råmælk svarer til ca. 104.000 m³/år

Ligeledes er der på Figur B 27 vist den procentvise fordeling af vand i produkter, spildevand m.m.. De udgående vandmængder i forbindelse med produkter er baseret på hoved-produktkategorier samt deres ca. vandindhold. Den del af spildevandet, som kommer fra bade- og toiletfaciliteter m.m., er samlet i kategorien *Spildevand m.m.* med en samlet værdi på 442 m³/år. Ligeledes er vandforbruget til spildevandsrensningen også indlagt under denne kategori.



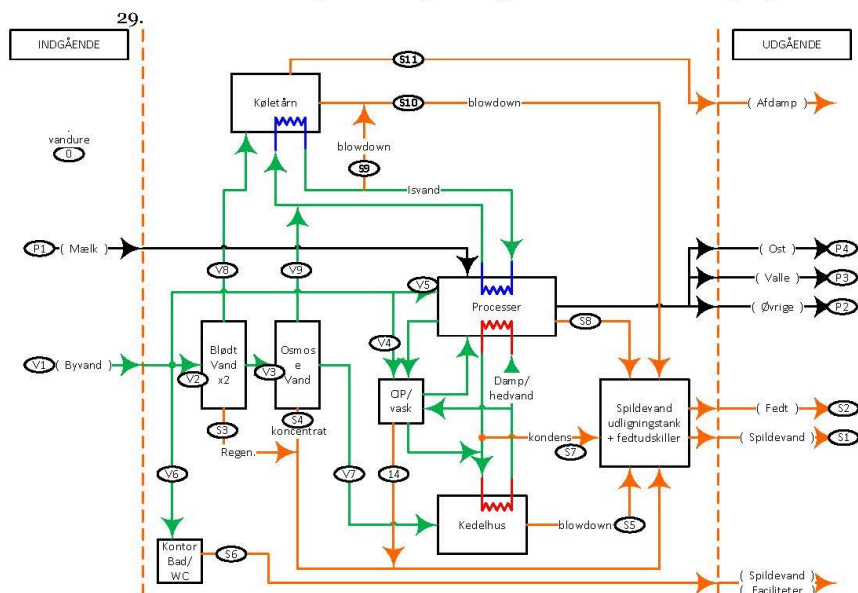
Figur B 27 Fordeling af vand for de udgående strømme. Andelen af spildevand udgør ca. 40 %, så for at synliggøre de øvrige kategorier er dette fjernet i Error! Reference source not found..

Da spildevandsmængden i Figur B 27 udgør en væsentlig del af de udgående vand strømme, er der herunder et diagram kun for produktstrømme, se Figur B 28. Kategorien *Konsum* er medtaget med værdien 0 for at vise at der ikke produceres konsummælksprodukter.



Figur B 28 Fordeling af vand i de udgående produktstrømme.

Ud over at lave Niveau 0 kortlægningen var det også muligt at gå et lag dybere ind i Niveau 1 på baggrund af de udleverede data. På Niveau 1 bliver de forskellige vandforbrugende funktioner og enheder inde i selve mejeriet kortlagt. Et diagram over Niveau 1 kortlægningen kan ses på Figur B

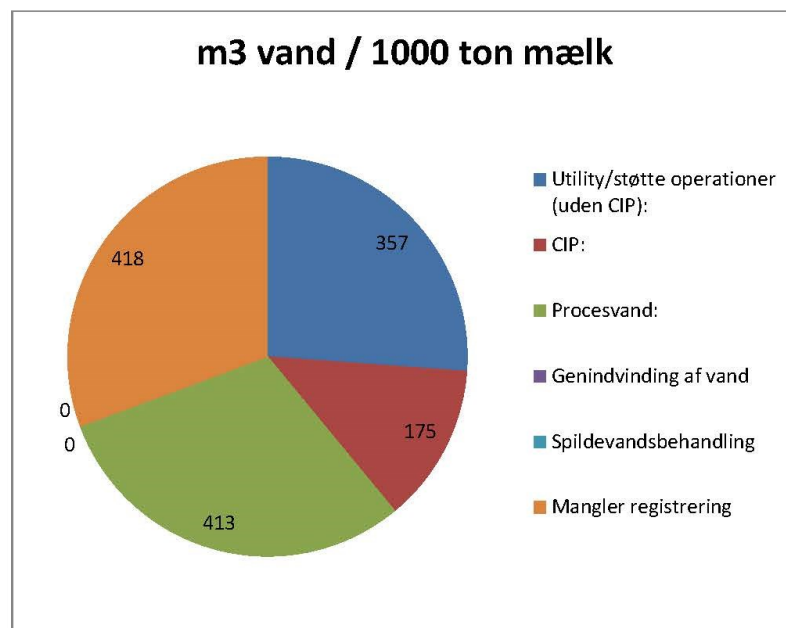


Figur B 29 Diagram over Niveau 1 kortlægningen for Thise mejeri. Her ses de overordnede vandstrømme og vandforbrugende enheder inde på mejeriet.

I de tre nedenstående diagrammer er vandforbruget for de enkelte processer på mejeriet angivet. Værdierne er angivet som m³ pr. 1.000 ton indvejet råmælk. På Figur B 30 er vandforbruget for de overordnede processer angivet. Bemærk, at vi anser CIP for en proces for sig, og den indgår derfor ikke under de øvrige utilities. Da forbruget til de enkelte faser i CIP anlæggene ikke logges, kan fordelingen ikke vises. Der er dog beregnet et forbrug på ca. 175 m³ vand pr 1.000 ton indvejet mælk. Dette er regnet ud fra en vandbalance for hydrofor-pumperne til "nykælder". Dette dækker ikke over alle CIP-anlæg.

Kategorierne *Genindvinding af vand* og *Spildevandsbehandling* er medtaget, fordi der er et ønske om at genindvinde vand i form af RO-permeat fra vollen, og fordi der bruges store mængder kemikalier til neutralisering af spildevandet. Der registreres dog ikke noget vandforbrug i den forbindelse.

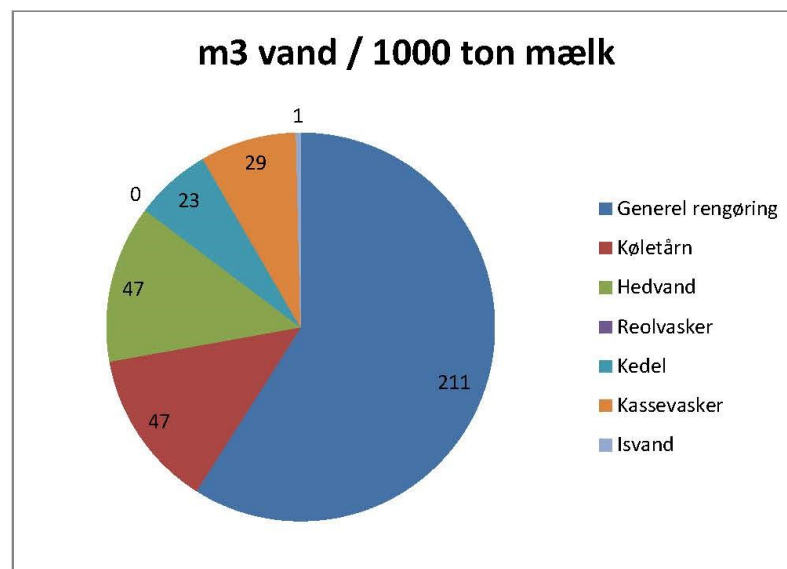
Det er ikke muligt at godtgøre det samlede vandforbrug, hvorved der mangler registrering for 24.000 m³, svarende til 418 m³ vand pr 1.000 ton indvejet mælk. En stor del af dette må formodes at høre under bl.a. CIP.



Figur B 30 Diagrammet viser fordelingen af mejeriets vandforbrug på de overordnede processer. Bemærk, at vandforbruget er angivet i m³/1.000 ton indvejet mælk.

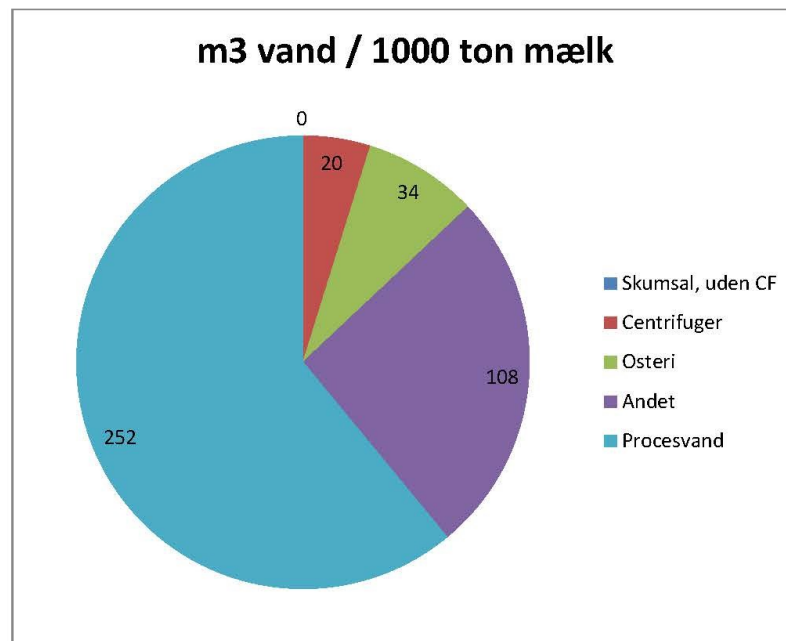
De øvrige utilities kan ses på Figur B 31. Under utilities er funktioner som kassevasker og reolvasker også medtaget, selvom de som sådan ikke er produktionsprocesser, men er funktioner, som er nødvendige for produktionen.

Vandforbruget til *reolvasker* og *generel rengøring* logges ikke direkte. Reolvasker er derfor angivet med 0. Værdien for generel rengøring er en delvist målt mængde men også en delvist beregnet mængde. Tallene er dog usikre, da de formegentlig også dækker over andre enheder.



Figur B 31 Dette diagram viser fordelingen af vandforbruget for utilities på nær CIP. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

Vandforbruget til selve mejeriprocesserne er vist i Figur B 32 herunder. Kategorien *Andet* har et samlet vandforbrug på ca. 6.200 m³, hvilket bl.a. dækker over kølevand og saltlage til de færdige oste, hvor der bruges 2 gange 60 m³ om ugen. Kategorien *Procesvand* dækker over varmt vand, som tilsættes direkte til mælken som opvarmning i starten af osteproduktionen. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk, hvilket er gjort med henblik på sammenligning med de øvrige mejerier.



Figur B 32 I dette diagram vises vandforbruget på bl.a. Støjrum (centrifuger) og Osteri. De øvrige processer er samlet under andet. Værdierne er angivet som m³/1.000 ton indvejet mælk.

3.2 Største sinks og sources
N/A

3.3 Tiltag for at forbedre vandbalancen
For at forbedre vandbalancen er der igangsat yderligere kortlægning af rørføringer for at få en bedre forståelse af, hvilke afgreninger der er til hvert vandur, men også hvilke slutbrugere der sidder i serie eller parallelt i grupper. Dette skal bruges til at afdække, hvor det bliver nødvendigt at opsætte flere vandure.

Generelt er der ikke nogle iøjnefaldende posteringer med urealistiske værdier. En mere fintmasket kortlægning er dog tiltrængt.

4. Efterfølgende kortlægningsaktiviteter

4.1 Beskrivelse af yderligere kortlægningsaktiviteter
Som nævnt i afsnit 3.3 ovenfor er der igangsat yderligere kortlægning af rørføringer for at lokalisere placeringer af de nødvendige ekstra vandure.

4.2 Resultater fra den yderligere kortlægning
N/A

4.3 Forbedret vandbalance
For at kunne lave en forbedret vandbalance er det nødvendigt med et mere fintmasket netværk over vandforbruget, både ud fra styringslogs og fra yderligere vandure.

4.4 Behov for yderligere vandmålere

Der er et stort behov for indsættelse af vandure på mejeriet. Der er ganske få vandure installeret, og de dækker typisk over store områder med mange forgreninger. På grund af mejeriets alder og løbende til- og ombygning er der flere tilfælde, hvor rørføringen ikke gavner overblikket. Derfor er det nødvendigt med en udførlig kortlægning af rørføringer og slutbrugere, inden placeringen og antallet af nye vandure kan bestemmes.

Der er i forbindelse med udvidelsen af tankanlæg og CIP, konstateret at de ældre dele af rørføringerne på mejeriet trænger til en renovering, hvilket har udskudt opsætningen af flere vandure til denne renovering igangsættes.

Vedr.: **Vandkortlægning Nørager Mejeri**

Til: [Navn]

[Organisation - Brug lineskift for at indsætte flere modtagere]

Fra: Røskva Lill Lindgård Høimark

Kopi til: [Navn]

[Organisation - Brug lineskift for at indsætte kopi til flere]

1 Introduktion

Ud fra Krügers Kortlægningsværktøj til Water Mapping er fordelling af alle de indsamlede data af målt, beregnet og kvalificeret gæt følgende:

- Målt: 18 %
- Beregnet: 49 %
- Kvalificeret gæt: 33 %

Her ses at kun en relativ stor andel er kvalificeret gæt, da det ikke har været muligt at mål eller beregne 33 % af vandforbruget.

For at sammenligne resultatet fra Water Mapping med de aktuelle målte værdier i Forsyningen, kan der ses at mængden af brøndvand blev målt i Forsyningen til 1.875 m³/uge og i Water Mapping blev Brøndvand målt til 1.092 m³/uge.

Denne store forskel kan skyldes, at kun 18 % af vandforbruget i produktionen er målt. Nørager Mejeri har vedtaget at planlægge en indsats, med montering af målere.

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG
Gladsaxevej 363
DK-2860 Søborg
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AALBORG
Indkildevej 8C
DK-9210 Aalborg SØ
T +45 9818 8300
kruger@kruger.dk

AARHUS
Haslegårdsvænget 18
DK-8210 Aarhus V
T +45 8746 3300
kruger@kruger.dk

GLOSTRUP SERVICE
Fabriksparken 35
DK-2600 Glostrup
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AQUACARE
Fabriksparken 50
DK-2600 Glostrup
T +45 4345 1676
aquacare@kruger.dk

ISO 9001 CERTIFIED

CVR 57446412

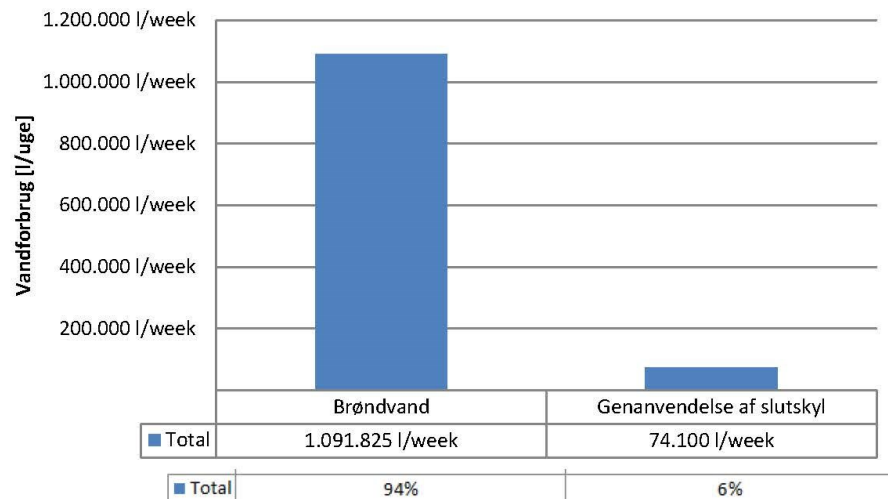
www.kruger.dk

C:\Data\IND-2016\16-PLJ\Wandeffektive-Mejeren\Slutrapport\Bilag-1\Rapport Water Mapping Nørager Mejeri.docx \Røskva Lill Lindgård Høimark



2 De anvendte vandtyper i mejeriet

På Nørager Mejeri bliver der anvendt 2 forskellige vandtyper afhængig af hvilke processtep der kigges på. Mængde og vandtypen vises i Figur 1



Figur 1: viser mængden og vandtyperne anvendt på Nørager Mejeri.

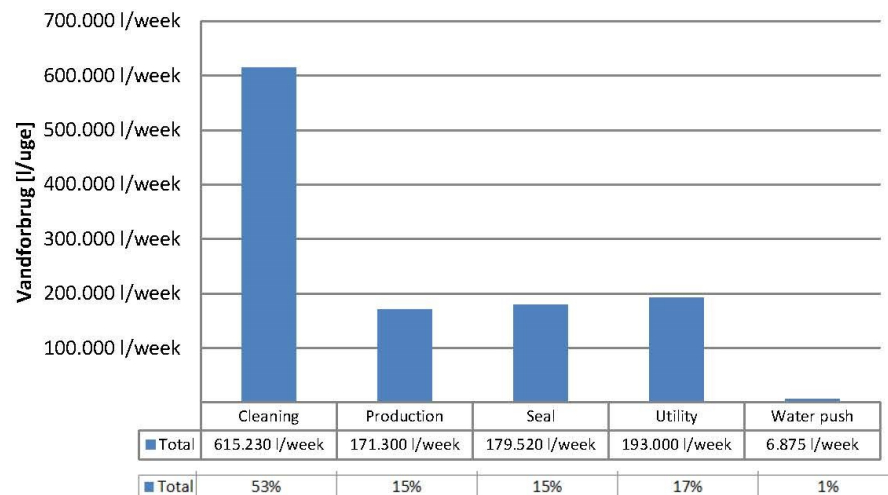
Error! Reference source not found. viser at de 2 vandtyper, som anvendes på Nørager Mejeri er brøndvand og genanvendelse af sluts skyl på hhv. 94 % (1.092 m³/uge) og 6 % (74 m³/uge).

Der er derfor stor potentiale i at kigge mere på genanvendelse af andre vandtyper fx RO-vand.



3 Gruppering af vandforbrugende processer

Fordelingen af den samlede mængde vand (grundvand og slutsykl) på de forskellige vandforbrugende processer, ses i Figur 2.

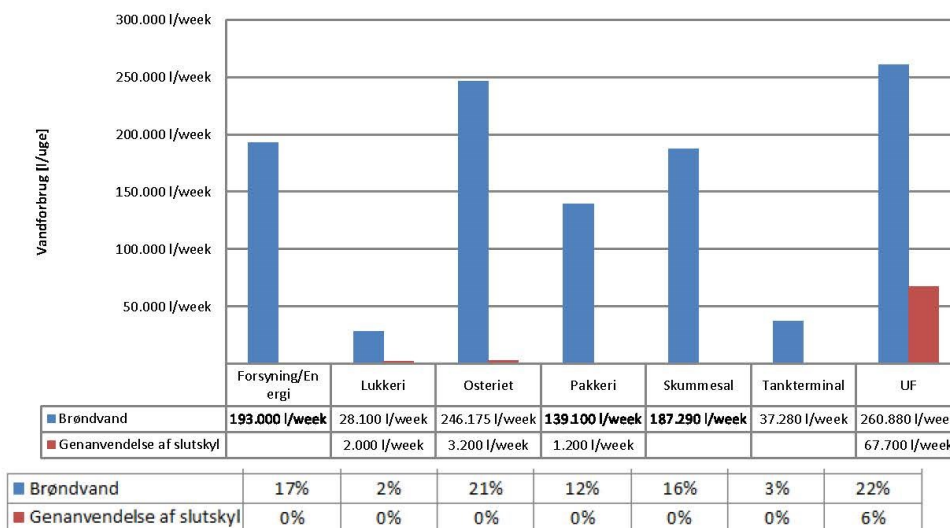


Figur 2: viser vand mængden anvende af de vandforbrugende processer på mejeriet.

Figur 2 viser at ca halvdelen (615 m³/uge) af den samlede mængde vand anvendes til rengøring. Herefter ligger der ca. 15 % til hhv. produktion, pakdåsevand og utility.

4 Afdelingsbaseret vandforbrug

Vandforbruget fordelt på de forskellige afdelinger, som anvender vand ses på Figur 3.



Figur 3: viser vandforbruget anvendt per. afdeling

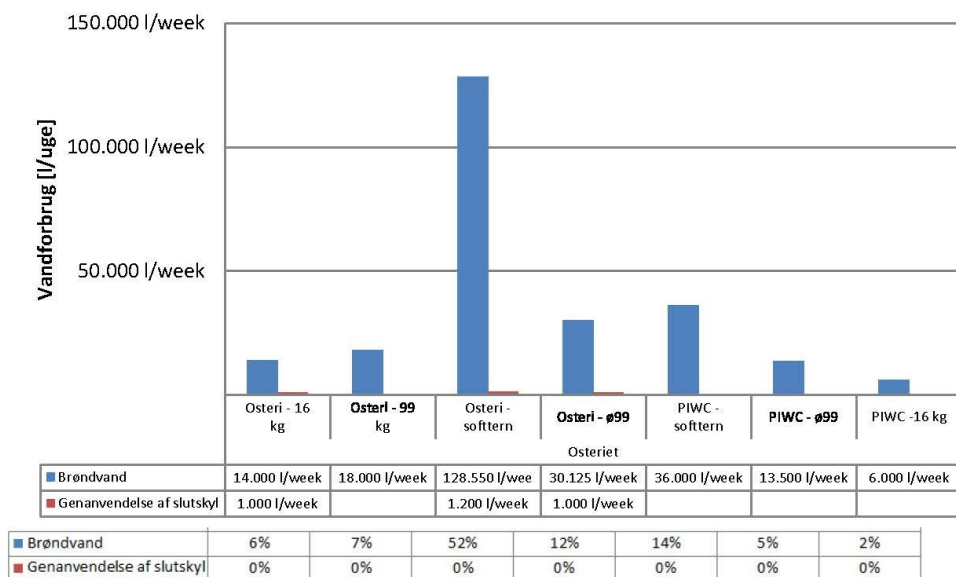
Figur 3 viser en jævn fordeling af vandforbruget over de anførte afdelinger, på nær Lukkeri og Tankterminal, som hhv. har 2 og 3 % af forbruget.

UF er den afdeling som genanvender mest vand i form af slutsyl, hvor de resterende afdeling hovedsagelig anvender brøndvand.

4.1 Osteriet

Osteriet er opdelt i 4 forskellige underafdelinger – 16 kg, 99 kg, softtern og ø99.

PIWC er en forkortelse for "Produktions uafhængige vandforbrug", som indebærer de vandforbrugende processer der ikke indgår i produktionen f.eks. opvaskemaskinen og manuel vask af gulve og produktionsenheder, disse er angivet sammen med en underafdeling f.eks. PIWC 16 kg.

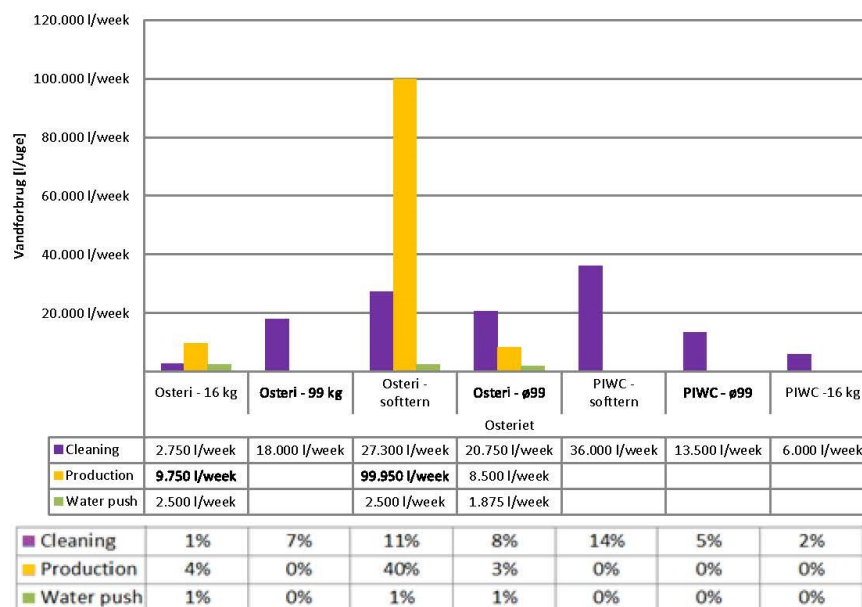


Figur 4: viser osteriets underafdelinger og deres vandforbrug.

I Figur 4 ses at Osteri - Softtern udgør 52 % af det samlede vandforbrug i Osteriet, herudover har hvorefter Osteri – Softtern også et forbrug under PIWC, som udgør 14 %.

Under samme underafdeling er vandtypen hovedsagelig grundvand. Herefter kommer Osteri – ø99 inkl. PIWC med 17 %, Osteri – 16 kg inkl. PIWC med 9 %.

For at se hvor mængden af vand bliver brugt, er I Figur 4 yderligere inddelt i rengøring, produktion og vandskub se



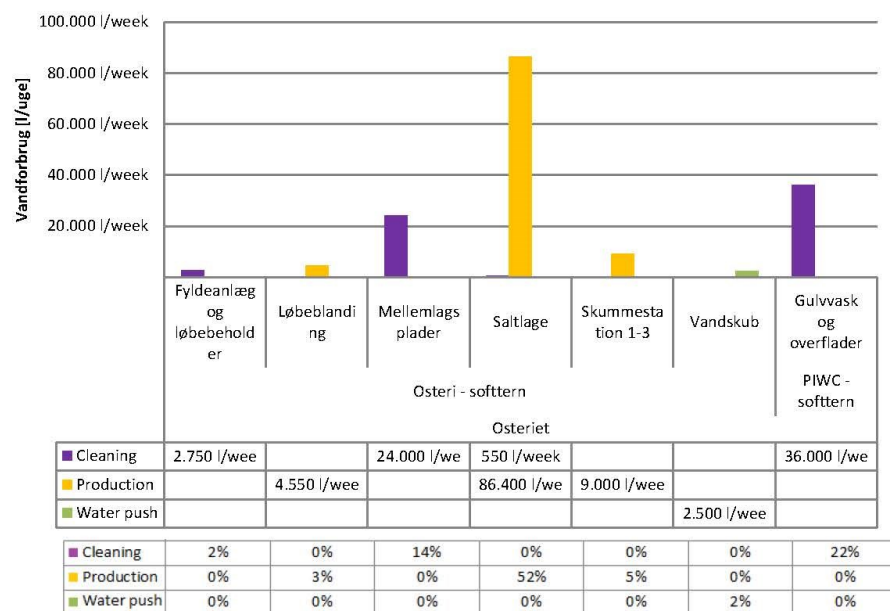
Figur 5: viser underafdelingerne i Osteriet og hvor stor en fraktion rengøring, produktion og vandskub udgøre af vandforbruget.

I Figur 5 ses at det høje vandforbrug under Osteri – Soft-tern er under selve produktionen. Rengøring på de 4 underafdelinger er relativt jævnt fordelt, dog meget lille på Osteri – 16 kg.

Hvis PIWC summeres for Osteriet, anvendes der i alt 55,5 m³/uge til rengøring af gulve og overflader.

Herunder ses en mere detaljeret oversigt over Osteris 3 underafdelinger Softtern, ø99 og 16 kg. Den 4 afdeling Osteri – 99 kg, har kun en vandpost (brøndvand), som er manuel rengøring af Mellemlagsplader, et søjlediagram er derfor ikke vist for denne underafdeling.

4.1.1 Osteri – Soft-tern

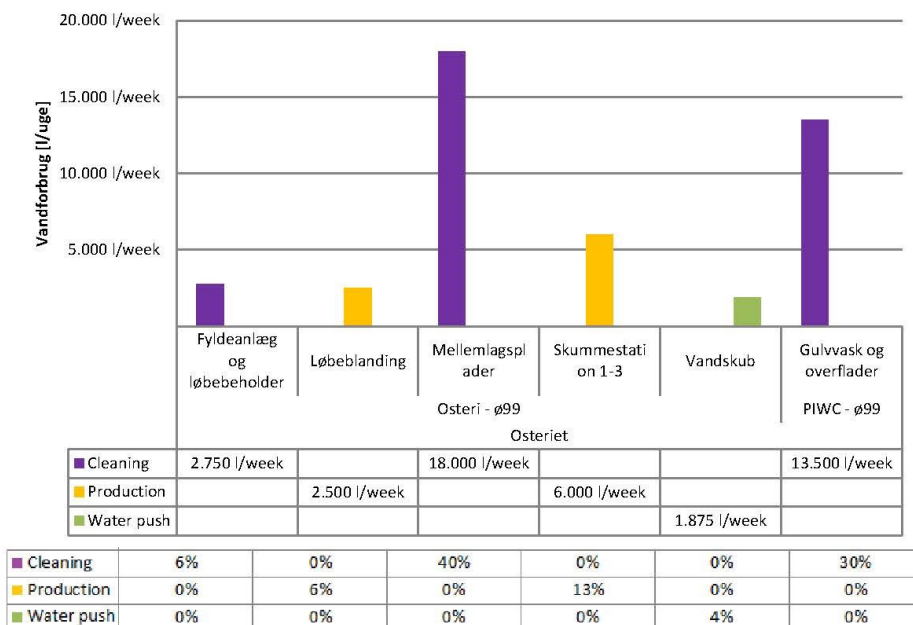


Figur 6: viser underafdelingen Osteri – Softtern og dets vandforbrug fordelt ud på procestrin.

I Figur 6 viser at den store vandpost er saltlagen til softtern på 86,4 m³/uge, som bliver anvendt under produktionen. Rengøring af gulvvask og overfalder (PIWC) udgør 36 m³/uge.



4.1.2 Osteri – ø99

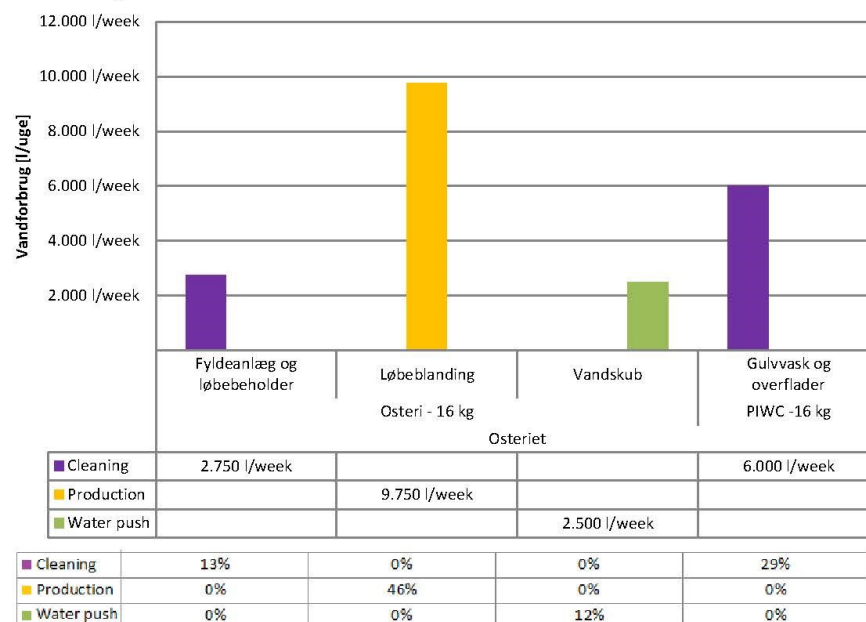


Figur 7: viser underafdelingen Osteri – ø99 og dets vandforbrug fordelt ud på rengøring, produktion og vandskub.

Figur 7 viser at rengøring af Mellemlagsplader og gulvvask/overfaldet (PIWC) har de største poster med hhv. 18 m3/uge og 13,5 m3/uge



4.1.3 Osteri – 16 kgØ99

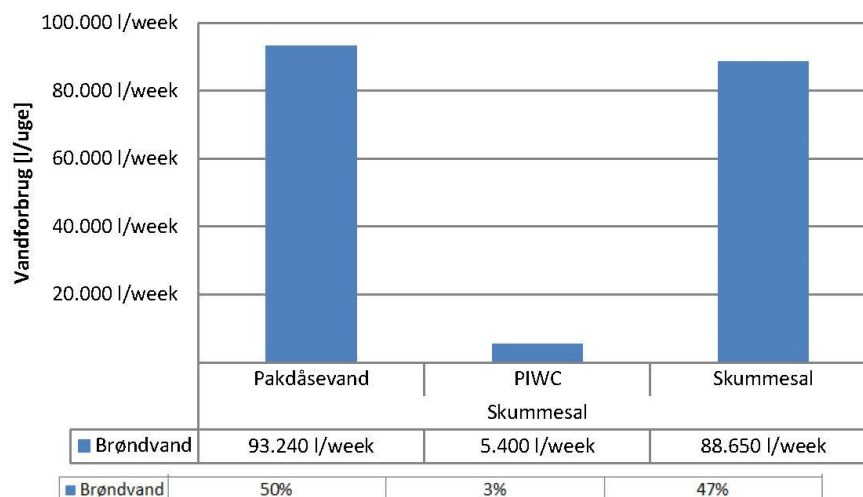


Figur 8: viser underafdelingen Osteri – 16 kg og dets vandforbrug fordelt ud på rengøring, produktion og vandskub

I Figur 8 ses at løbeblending som tilsættes under produktionen udgøre ca. 10 m3/uge. Rengøring af gulve og overflader (PIWC) udgøre 6 m3/uge.

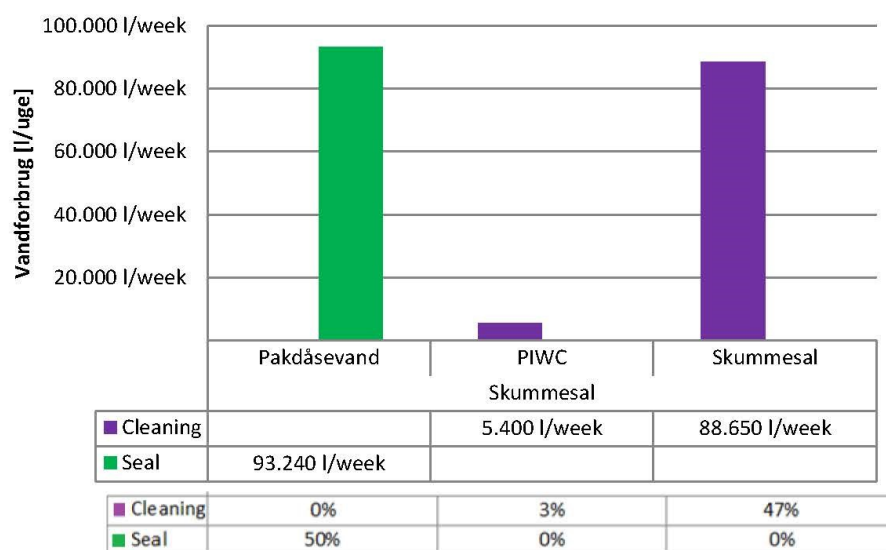
4.2 Skummesal

Skummesalen har 3 vandposter – Pakdåsevand, PIWC og "Skummesal", som udgøres af mælketanke, pasteur, centrifuge og homogenisator, se Figur 9.



Figur 9: viser vandforbruget i skummesalen.

Figur 9 viser at pakdåsevand udgøre en 50 % (93 m³/uge) af det samlede vandforbrug i skummesalen. Der er derfor potentiale i at få denne vandpost reduceret.



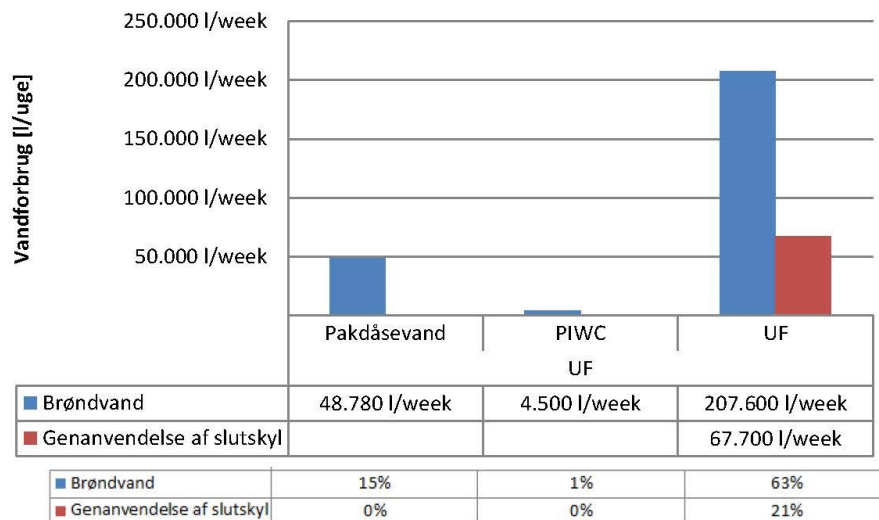
Figur 10: viser vandforbruget i skummesalen fordelt ud på rengøring og pakdåsevand.



Vandmængden anvendt til rengøring i Skummesalen udgøre samlet set 94 m³/uge.

4.3 UF

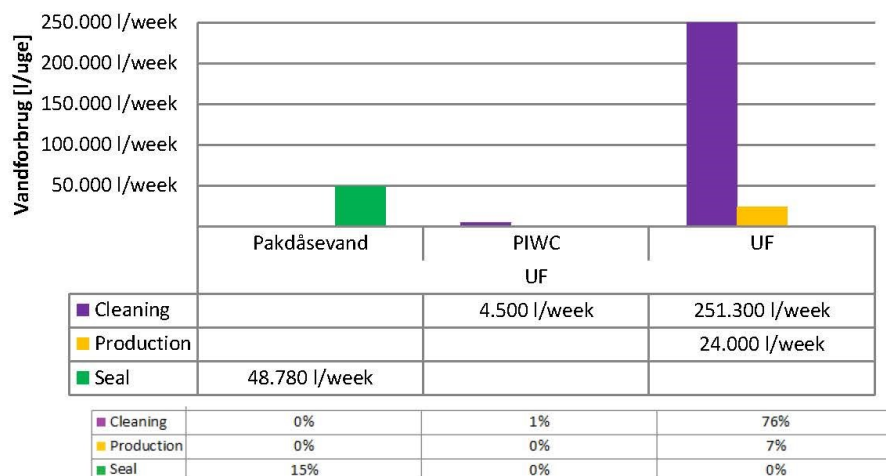
UF har 3 vandposter – Pakdåsevand, PIWC og "UF", som udgøres af konc. tanke, RO-anlæg, UF mm, se Figur 11.



Figur 11: viser vandforbruget i UF

Figur 11 viser at pakdåsevand udgøre en 15 % (49 m³/uge) af det samlede vandforbrug i UF afdelingen, som anvender brøndvand. Genanvendelse af slutsyl anvendes i selve UF udgøre 21 % af det samlede vandforbrug.

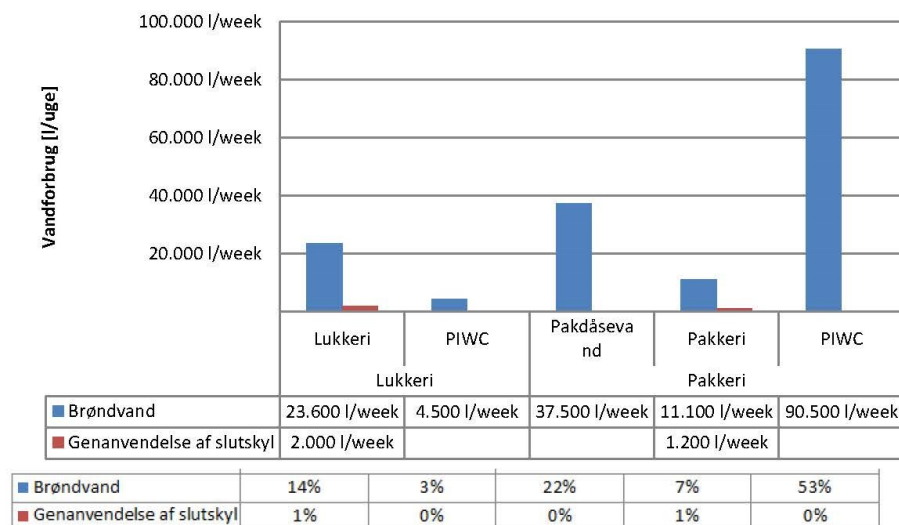
Figur 12 viser at det hovedsagelig er rengøring i UF, som har den største vandpost.



Figur 12: viser vandforbruget i UF fordelt ud på rengøring, produktion og pakdåsevand

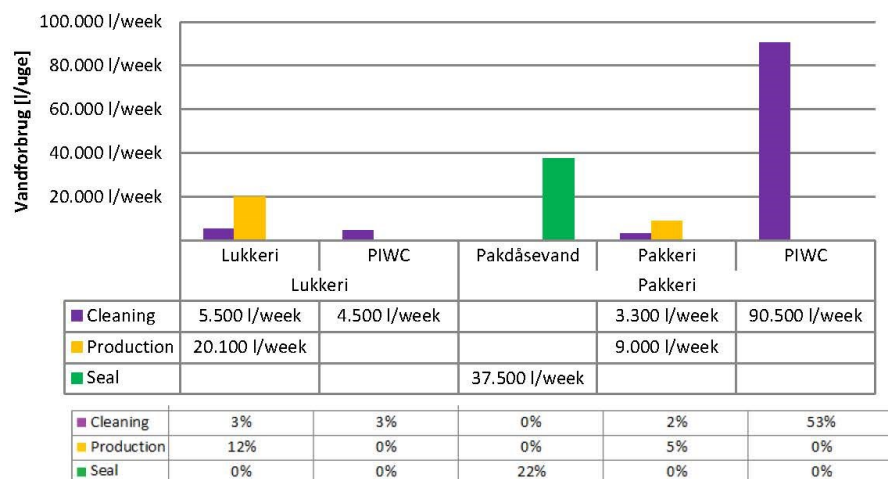
4.4 Pakkeri og Lukkeri

De to afdelinger Pakkeri og Lukkeri er vist i samme, se Figur 13.



Figur 13: viser vandforbruget i Pakkeri og Lukkeri

Figur 13 viser et stort forbrug af brøndvand i Pakkeri – pakdåsevand og PIWC med hhv. 37,5 m³/uge og 90,5 m³/uge. Lukkeri har tilsammen et forbrug på 30,1 m³/uge, hvoraf 2 m³/uge er slutsyl.

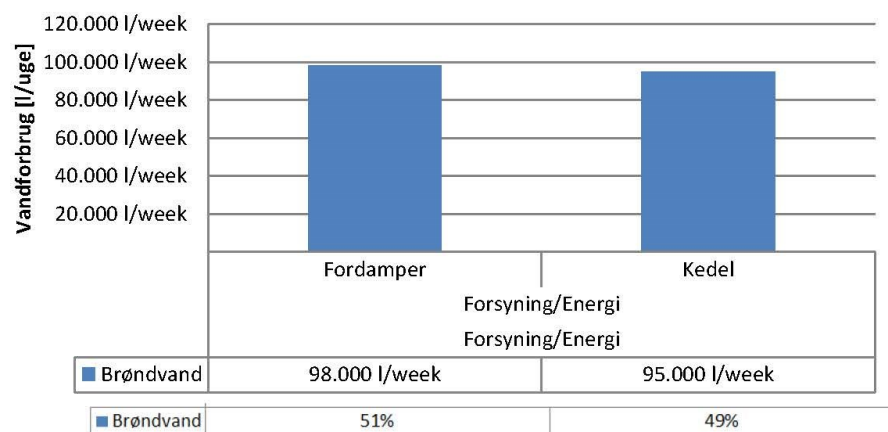


Figur 14: viser vandforbruget i Pakkeri og Lukkeri fordelt ud på rengøring, produktion og pakdåsevand.

Figur 14 viser hvad vandet er brugt til i hhv. Lukkeri og Pakkeri. I Lukkeri er vandforbrugt det hovedsagelig anvendt i produktionen herunder til saltlage. I Pakkeri anvendes vandet hovedsagelig til pakdåsevand og til rengøring. Heraf udgøre rengøring vask af gulve (54 m³/uge) og vaskemaskinen af forme og udstyr (36,5 m³/uge). Der vil derfor mest være potentiale i at reducere mængden af pakdåsevandet.

4.5 Forsyning

Vandforbruget i Forsyning er vist herunder:

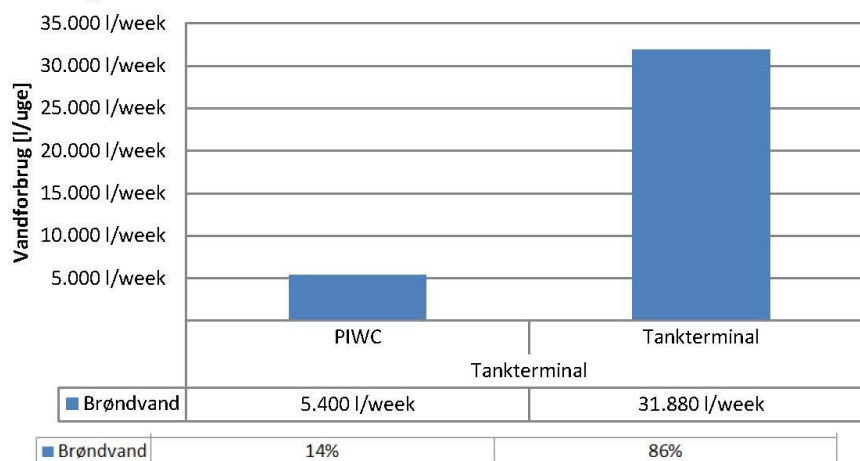


**Figur 15:** viser vandforbruget i Forsyning.

Figur 15 viser at fordampner og kedel anvender hhv. 98 og 95 m³ brøndvand/uge. Alt brøndvandet bruges til produktion i Forsyningen.

4.6 Terminal

Vandforbruget i Terminal er vist herunder.

**Figur 16:** viser vandforbruget i Terminal

Figur 16 viser at der kun anvendes brøndvand og det hele anvendes kun til rengøring. PIWC består af gulvvask og vask af overfaldet (5,4 m³/uge) og Tankterminal, som består af råmælk- og råstoftanke (31,9 m³/uge).

5 Konklusion

Pakdåsevand?

Vedr.: **Kortlægning af Arla Foods Rødkærsbro**

Til: [Navn]

[Organisation - Brug lineskift for at indsætte flere modtagere]

Fra: Røskva Lill Lindgård Høimark

Kopi til: [Navn]

[Organisation - Brug lineskift for at indsætte kopi til flere]

1 Introduktion

Ud fra Krügers Kortlægningsværktøj til Water Mapping er fordelingen af alle de indsamlede data af målt, beregnet og kvalificeret gæt følgende:

- Målt: 63 %
- Beregnet: 32 %
- Kvalificeret gæt: 1 %

Her ses at kun en lille andel er kvalificeret gæt.

For at sammenligne resultatet fra Water Mapping, med de aktuelle målte værdier i Forsyningen, kan der ses at mængden af grundvand blev målt i Forsyningen til på 9.850 m³/uge og i Water Mapping blev grundvand 8.820 m³/uge, som svare til en afvigelse på 10.5 % afvigelse

Herudover bliver der produceret ca. 7.700 m³ RO-vand/uge og i 2014 blev der til CIP og proces vand anvendt 5.960 m³/uge, hvilke svare til ca. 20 % afvigelse fra Water Mapping.

2 De anvendte vandtyper i mejeriet

På Rødkærsbro Mejeri bliver der anvendt forskellige vandtyper afhængig af hvilke processtep der kigges på. Mængde og vandtype vises i Figur 1

Krüger A/S – Veolia Water Technologies, Danmark

SØBORG
Gladsaxevej 363
DK-2860 Søborg
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

AALBORG
Indkildevej 6C
DK-9210 Aalborg SØ
T +45 9818 8300
kruger@kruger.dk

AARHUS
Haslegårdsvænget 18
DK-8210 Aarhus V
T +45 8746 3300
kruger@kruger.dk

GLOSTRUP SERVICE
Fabriksparken 35
DK-2600 Glostrup
T +45 3969 0222
kruger@kruger.dk

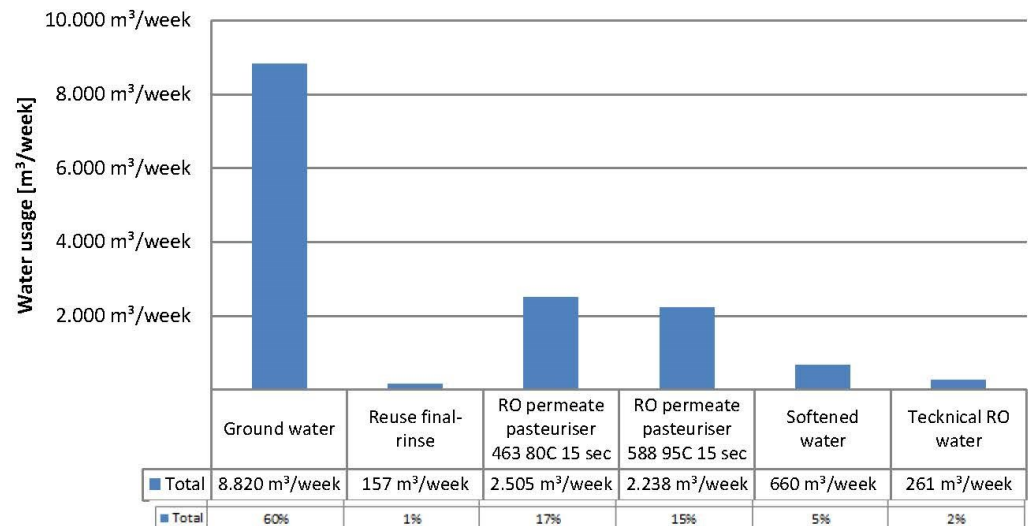
AQUACARE
Fabriksparken 50
DK-2600 Glostrup
T +45 4345 1676
aquacare@kruger.dk

ISO 9001 CERTIFIED

CVR 57446412

www.kruger.dk

C:\Data\IND-2016\16-PLJ\Wandeffektive-Mejerien\Slutrapport\Bilag-1\Rapport Water mapping Rødkærsbro Mejeri.docx \Røskva Lill Lindgård Høimark

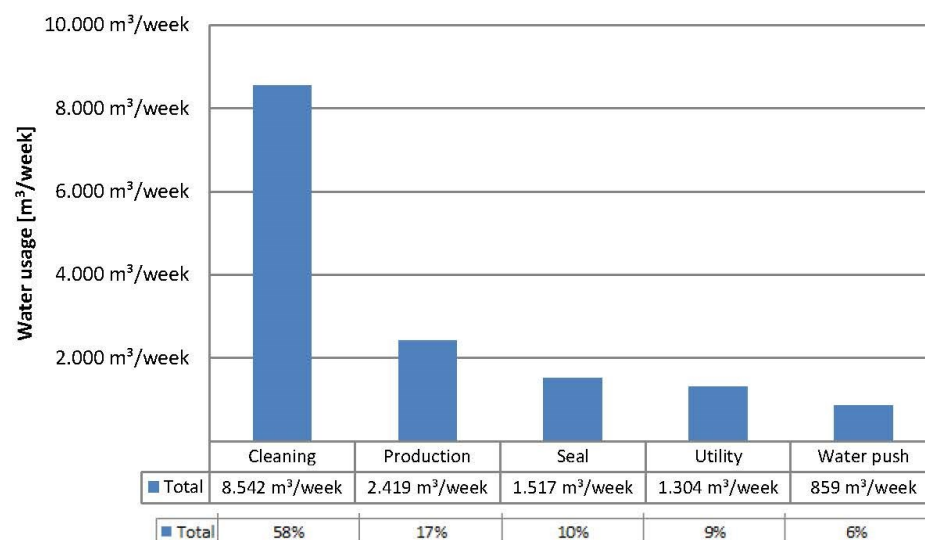


Figur 1: viser vand mængden anvende af de vandforbrugende processer på mejeriet

Figur 1 viser at grundvand er den vandtype, som anvendes mest i mejeriet 60 % (8.820 m³/uge), herefter kommer RO permeate på sammenlagt ca. 32,5 % (hvh. 2.505 og 2.240 m³/).

3 Gruppering af vandforbrugende processer

Fordelingen af den samlede mængde vand (grundvand, RO-vand, sluts skyl, blødt vand og teknisk RO-vand) på de forskellige vandforbrugende processer.



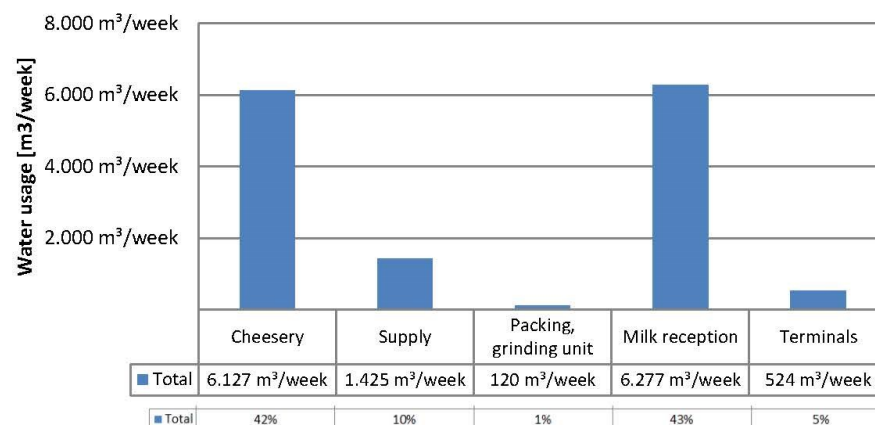
Figur 2: viser fordelingen af de forskellige vandforbrugende processer.

Figur 2 viser at ca. 60 % (8.540 m³/uge) af den totale vandmængde bruges til rengøring, heraf er ca. 40 % grundvand, 17 % RO-vand og ca. 1 % sluts skyl der genbruges.

4 Afdelingsbaseret vandforbrug

Vandforbruget fordelt på de forskellige afdelinger, som anvender vand se på

Figur 3.



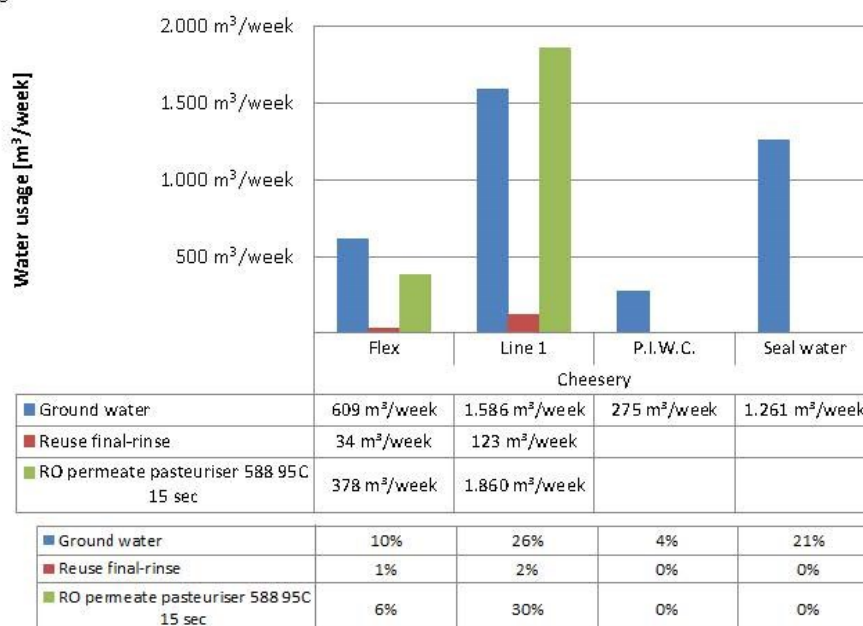
**Figur 3:** viser vandforbruget anvendt per. afdeling

Figur 3 viser at Osteriet og Mælkeindvejningen har det største vandforbrug på hhv. ca. 42 og 43 % (ca. 6.130 og 6.280 m³/uge), at disse afdelinger har det største vandforbrug stemmer fint overens med at det er her mælken bearbejdes og osten fremstillet. I de følgende afsnit vil de forskellige afdelinger blive gennemgået.

4.1 Osteriet

Osteriet består af 2 linjer – Flex og Linje 1, hvoraf Flex er den ældste og Linje 1 er den yngste linje. PIWC er en forkortelse for "Produktions uafhængige vandforbrug", som indebærer de vandforbrugende processer der ikke indgår i produktionen f.eks. opvaskemaskinen og manuel vask af gulve og produktionsenheder. Herudover er den samlede mængde pakkåsevand også angivet for Osteriet.

Vandforbrug og vandtype for de ovennævnte linjer og processer kan ses i

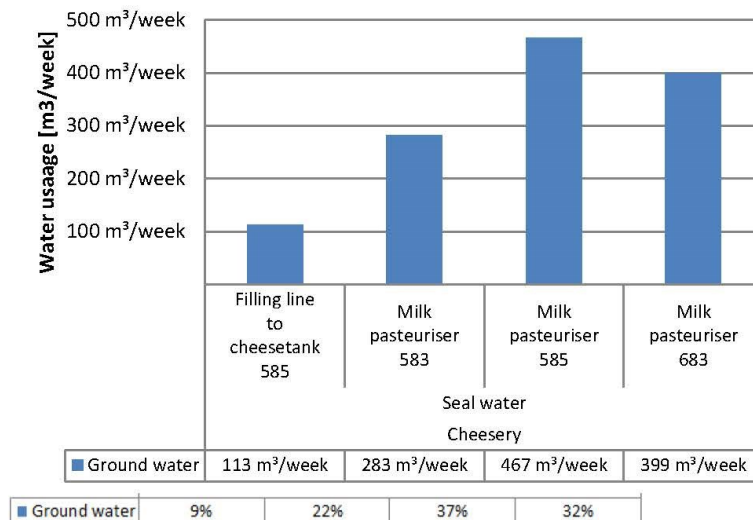
Figur 4.**Figur 4:** viser Osteriets 4 underafdelinger og deres vandbrug.



Figur 4 viser vandforbruget fordelt på de 4 underafdelinger.

Pakdåsevand udgør 20 % af det samlede vandforbrug i Osteriet og vandtypen er grundvand, hvilket gør det en mere omkostningsfuld post end hvis det var procesvand. Der er derfor stort potentiale i at få denne post reduceret og evt. anvende en anden vandtype end grundvand.

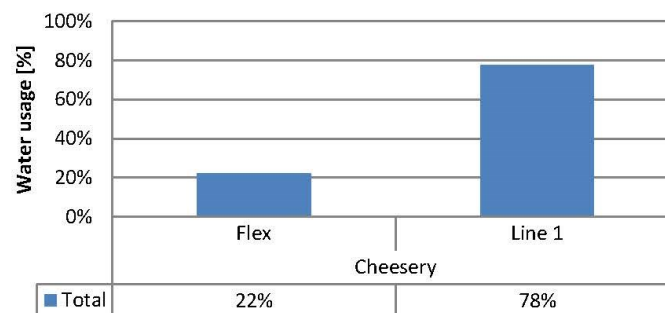
Figur 5 viser vandforbruget på de 4 lokaliteter, som har et forbrug af pakdåsevand.



Figur 5: viser pakdåsevand i Osteriet.

Figur 5 viser at mælkepasteuriser 583, 585 og 683 har et stort forbrug af pakdåsevand på hhv. 283, 467 og 399 m³/uge.

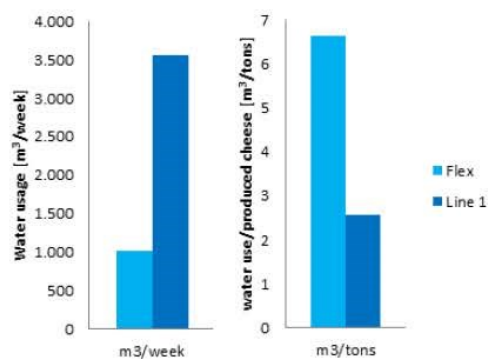
Linje 1 er den største linje og her produceres ca. 90 % af osten. Figur 6 viser vandforbruget fordelt på de 2 linjer.



Figur 6: viser fordelingen af vandforbruget på de to linjer.

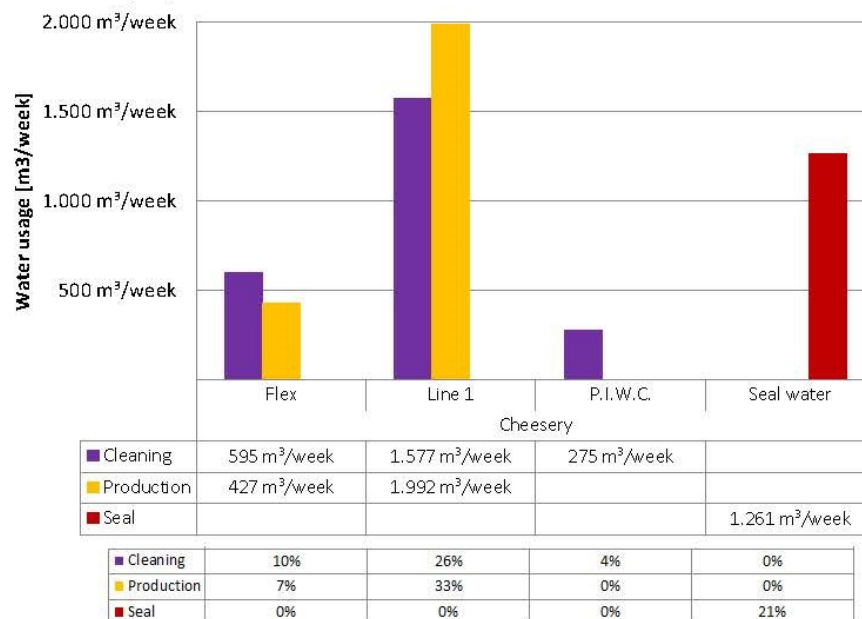


Figur 6 viser at der anvendes ca. 20 % vand på Flex linjen, tros at kun 10 % af osteproduktionen bliver fremstillet her. Den ældre linje anvender derfor mere vand per. tons ost end Linje 1 gør, se Figur 7.



Figur 7: viser vandforbruget på de 2 linjer.

Den samme mængde vand på de 4 underafdelinger fordeles i Figur 8 i rengøring, under produktionen og til pakkdåsevand.



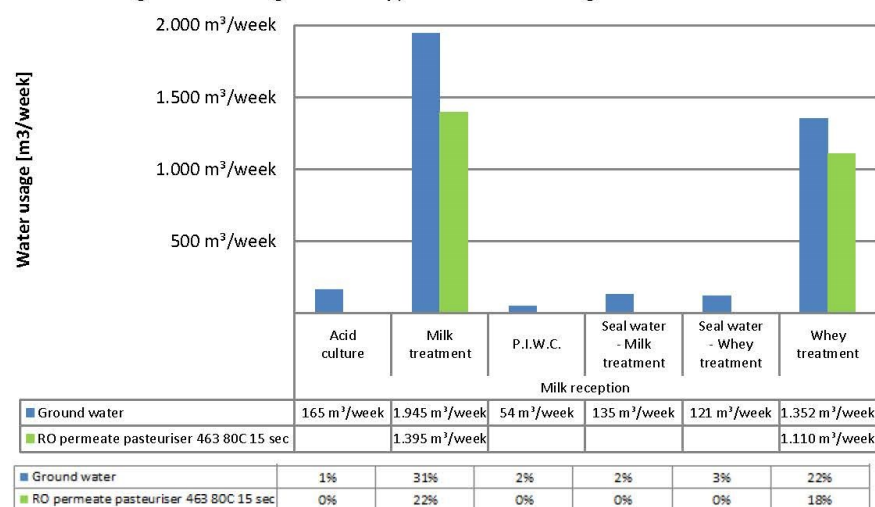


Figur 8: viser 4 underafdelinger i Osteriet og hvor stor en fraktion rengøring, produktion og pakkåsevand udgøre af vandforbruget.

Figur 8 viser at rengøring udgøre 40 % af vandforbruget i Osteriet. Vandtypen til rengøring er grundvand, hvilke potentielt set kunne erstattes af en anden vandtype. Pakkåsevand har i denne figur fået betegnelsen "Seal", for at kunne adskille den fra rengøring og produktion.

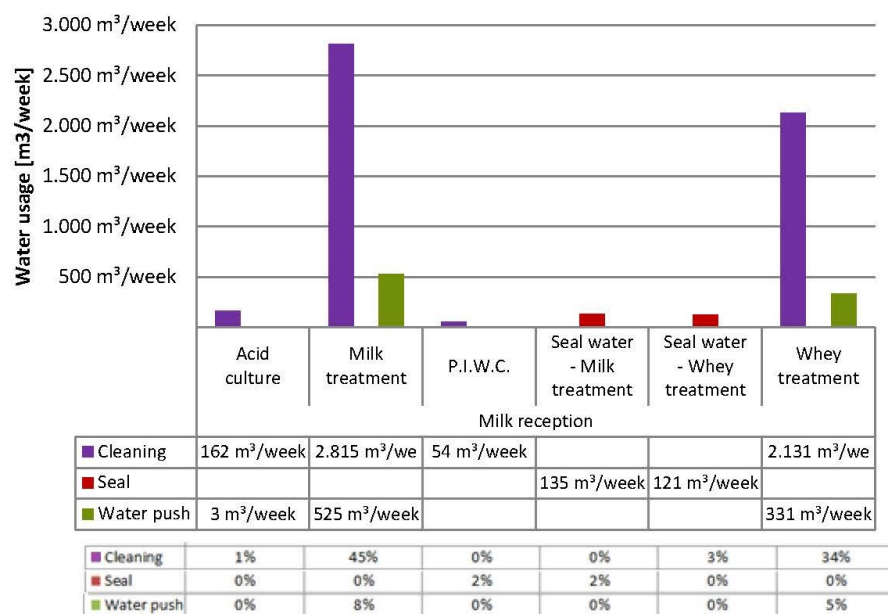
4.2 Mælkeindvejning

Afdelingen Mælkeindvejning er på samme måde som Osteriet opdelt i vandtyper og type af operationer. I Figur 9 er forbruget af vandtyper vist over afdelingen.



Figur 9: viser vandforbruget og vandtypen på de forskellige underafdelinger i Mælkeindvejning.

Figur 9 viser at de to underafdelinger, som har det største vandforbrug er mælke- og vallebehandling med hhv. 53 % og 40 %, hertil anvendes ca. 10 % mere grundvand end RO-vand for begge underafdelinger. Pakkåsevand udgøre ikke en stor procentdel af det samlede vandforbrug under Mælkeindvejning, men det er stadigvæk nogen m³ grundvand hhv. 135 og 121 m³/uge, som bliver ledt direkte ud i afløbet.



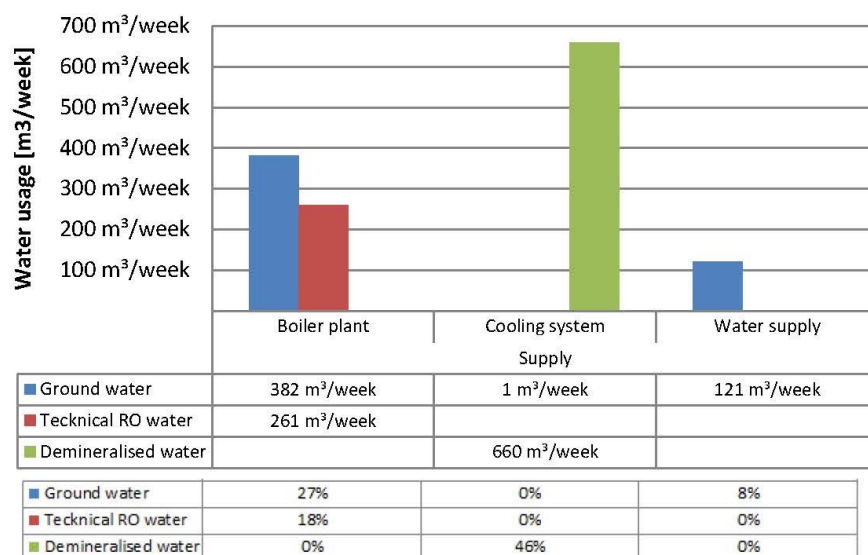
Figur 10: viser vandforbruget og de forskellige operationer: rengøring, pakkåsevand og vandskub i Mælkeindvejning.

Figur 10 viser at størstedelen af vandforbruget i Mælkeindvejning udgøres af rengøring, hvor mælke og vallebehandlingen har det største rengøring, hvor vandtypen er 50 % grundvand og 50 % RO-vand.



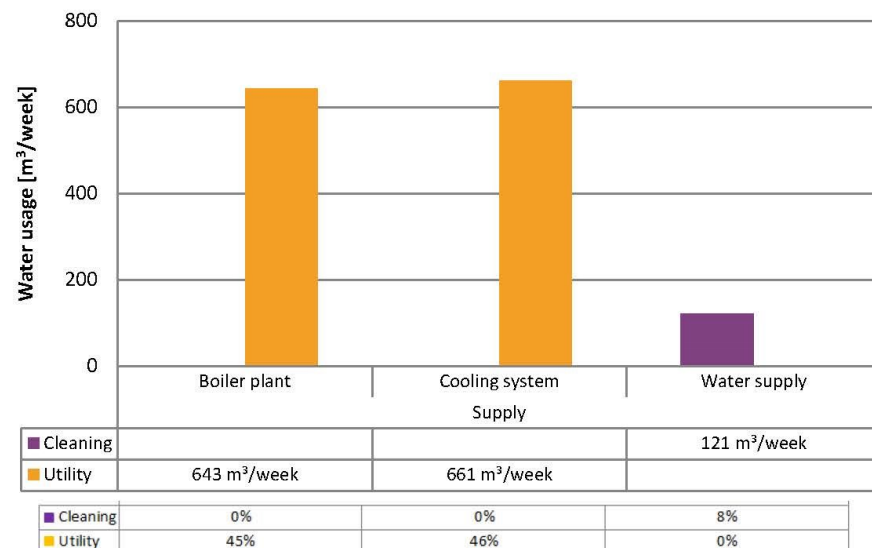
4.3 Forsyning

Afdelingen Forsyning står for at forsyne mejeriet med vand. Denne er ligeledes opdelt i vandtyper og type af operationer. I Figur 11 er forbruget af vandtyper vist over afdelingen.



Figur 11: Viser vandforbruget og vandtypen på de forskellige underafdelinger i Forsyningen.

I Figur 11 ses at demineraliseret vand udgør 46 % af det samlede vandforbrug, herefter kommer 27 % grundvand og 18 % teknisk RO-vand.



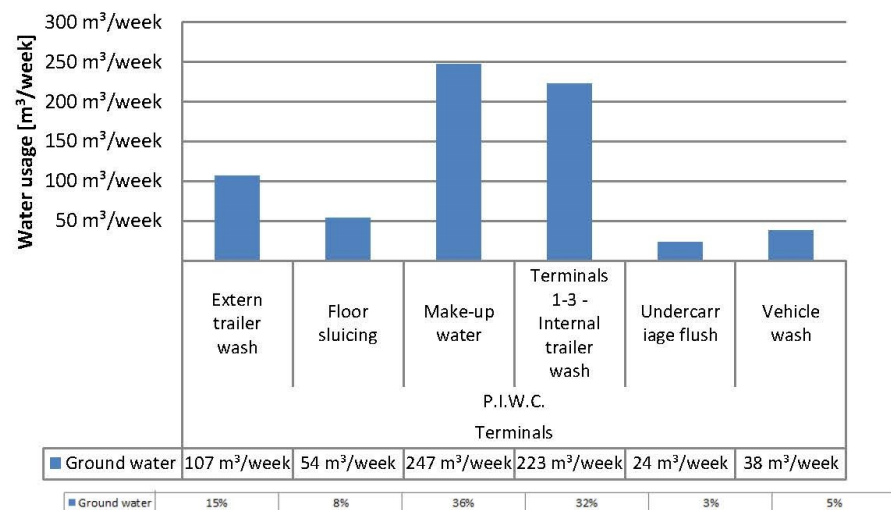
Figur 12: Viser vandforbruget og de forskellige operationer: rengøring og utility, som står for vand anvendt under produktionen i Forsyningen.

I Figur 12 ses at kun 8 % af vandforbruget i Forsyningen er rengøring. Kølesystemet anvender 46 % (661 m³/uge) i kondensatorerne, heraf genanvendes 691 m³/uge vand over olie køling, som ikke vises i Figur 12. Herved har Forsyningen sammenlagt kun et lille vandforbrug.



4.4 Terminal

I afdelingen Terminal bliver mælken pumpet fra tankbilerne ind i mejeriet. Fordelingen af vandforbruget ses i Figur 13.



Figur 13: Viser vandforbruget i Terminalen

Figur 13 viser vandforbruget fordelt ud over de enkelte vandforbrugende processer i Terminalen. Hele vandforbruget i Terminal anvendes til rengøring: ind- og udvendig rengøring af tankbiler og gulvask. Vandtypen er kun grundvand og der vil derfor være potentiale for at anvende genbrugsvand til fx udvendig rengøring af tankbilerne.

5 Konklusion

Genanvendelse: Pakdåsevand og terminalerne, bruges der nok RO-vand til rengøring ??

2. Bilag 2



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

Bilag F

Vandeffektive mejerier- et partnerskab på vejen
mod det vandløse mejeri

September 2016

Sille Lyster Larsen
Martin Rygaard



Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier:	2
Eco-efficiency	

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier:	3
Eco-efficiency	

Forord

Denne rapport er udarbejdet på baggrund af projektet ”*Vandeffektive mejerier- et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri*”, der er gennemført fra december 2013 til september 2016 af 19 partnere under en partnerskabsaftale med et samlet budget på 18,1 mio. kr. Dette delprojekt, der omhandler en bæredygtighedsvurdering af vandeffektive mejeriteknologier er udført på DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet i samarbejde med Thise Mejeri, Arla Foods HOCO, DHI og tre danske forsyningsselskaber; Skive Vand, Vestforsyningen og Maabjerg Energy Center i perioden 2015 til 2016.

Tak for et godt samarbejde.

September 2016

Sille Lyster Larsen og Martin Rygaard

Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi

Sammenfatning

Vand er en vigtig ressource for al menneskelig aktivitet. Det anslås at 44 % af den samlede vandindvinding i EU bruges til energiproduktion, 24% til landbrug, 17 % til vandforsyning og 15% til industriformål (Angelis-Dimakis et al. 2016). UN har estimeret at halvdelen af verdens befolkning vil stå overfor vandmangel i 2030, fremskyndet af klimaforandringer og befolkningstilvækst (United Nations 2012). Som behovet for vand stiger, falder tilgængeligheden af rent vand samtidig på grund af ineffektiv brug af ressourcen (European Environment Agency 2012).

Denne rapport indgår som en del af et større projekt om implementering af vandeffektive teknologier i danske mejerier. Formålet med dette projekt var at udvikle en eco-efficiency analyse af udvalgte vandeffektive teknologier for at vurdere muligheden for øget værdiskabelse samtidig med mere effektiv udnyttelse af vores vandressource. Eco-efficiency analysen inkluderede udover miljøvurdering af grundvandsressourcen andre udvalgte miljøpåvirkninger for at belyse eventuelle negative konsekvenser af vandeffektive teknologier i form af øget forbrug til fx energi og kemikalier. Miljøeffekterne er opgjort som livscyklusvurdering efter ISO 14044:2006. Det er en betragtning af hele livscyklussen fra indvinding af vand til behandling af vand, vandforbrug, spildevandsrensning og udledning til recipient. De økonomiske forhold evalueres ud fra et koncept om "Value Added". Dette koncept bygger på principper fra life cycle costing og traditionelle cost-benefit analyser og er nærmere defineret under dette projekt. Ved at opgøre indtægter og udgifter og forbrug og udledninger for hvert trin i produktets livscyklus, er det muligt at estimere den økonomiske værdiskabelse og miljøpåvirkning ved implementering af ny teknologi, set ud fra et holistisk perspektiv.

Der blev fokuseret på to mejerier, Thise og HOCO og fem vandeffektive løsninger. På Thise mejeri blev reduktion af vand, ved implementering af mere effektive pakkåser og varmeveksler undersøgt, hvorefter recirkulering af valle-permeate som erstatning for brøndvand til sød-skub og CIP-rensning blev vurderet. På HOCO blev decentral i stedet for central spildevandsbehandling undersøgt, med et scenarie hvor yderligere polering af det rensede vand blev foretaget for at genbruge vandet på mejeriet. De fem scenarier blev alle vurderet i henhold den funktionelle enhed "ton indvejet mælk" for at muliggøre direkte sammenligning. De to cases på Thise er eksempler på mindre vandeffektive løsninger, der kan implementeres forskellige steder på mejerier og hvorimod HOCO-casen beskriver en større løsning.

Resultaterne viste at de mindre løsninger på Thise havde et positivt økonomisk bidrag på 0,1-1,6 kr/ton indvejet mælk, mens de større teknologiske løsninger som decentral spildevandsbehandling havde et negativt bidrag på 4-6 kr/ton indvejet mælk. Dette skyldes, at den øgede værdiskabelse på HOCO ikke kompenserede for tab af værdi hos de øvrige aktører i livscyklussystemet. Miljøpåvirkningerne varierede mellem -0,007 milli-personækvivalenter (mPE)/ton indvejet mælk for CO₂ til 1,4 mPE/ton indvejet mælk for vand på Thise og mellem -0,36 mPE/ton indvejet mælk for CO₂ til 19 mPE/ton indvejet mælk for vand på HOCO. Næringssaltsbelastning af ferskvand og hav blev også vurderet for decentral spildevandsbehandling og teknologien viste sig at have positiv indvirkning ved reduceret udledning til recipient. Eco-efficiency analyse af vandeffektive teknologier viste hvorledes store besparelser af vand resulterede i øget negativ påvirkning af drivhuseffekten og hvordan værdiskabelse i et enkelt livscyklustrin ikke nødvendigvis er nok til at opveje tabet af værdi i de øvrige livscyklustrin. En holistisk tilgang, hvor samtlige aktører og

livscyklustrin inkluderes, er således essentiel for evaluering af teknologiers bæredygtighed set i et samfundsmæssigt perspektiv.

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: 6
Eco-efficiency

Indhold

Forord.....	4
Sammenfatning	5
1. Indledning	8
2. Eco-Efficiency	10
2.1 Mål og systemafgrænsning	11
2.2 Miljøvurdering (LCA)	12
2.3 Økonomisk vurdering (Value Added)	15
2.4 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet	17
2.5 Følsomhedssanalyse	18
3. Thise	19
3.1 Baggrund og motivation	19
3.2 Case 1: Reduktion af vand	20
3.3 Case 2: Genbrug	34
3.4 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet for Case 1 og 2	42
4. HOCO	44
4.1 Baggrund og motivation	44
4.2 Case 3: Decentral spildevandsrensning	46
4.3 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet for Case 3	72
5. Diskussion af Eco-efficiency	75
6. Konklusion.....	77
7. Referencer	79
8. Bilag 1	83

1. Indledning

Fødevareindustrien er en storforbruger af vand. Ifølge FN's organisation for uddannelse, kultur, kommunikation og videnskab (UNESCO) anvendes 59 % af den totale vandressource i udviklede lande til industriformål (UNESCO 2003) og i bl.a. Holland rangerer fødevareindustrien tredje højest i vandforbrug og udledning af spildevand efter kemi- og raffinaderiindustrien (Casani et al. 2005). I Danmark anvender fødevareindustrien som helhed godt 70 mio. m³ vand pr. år svarende til 43 % af vandforbruget i danske virksomheder (Naturstyrelsen 2013). Potentialet for genbrug af vand i fødevareindustrien er blevet vist i adskillige studier og afhængig af fødevareproduktionen tyder studier på at det er muligt at reducere vandforbruget med op til 50 % som set i mejeriindustrien (Meneses & Flores 2016).

I Danmark bruger mejeriindustrien ca. 6,5 mio. m³ vand pr. år, svarende til 9,2 % af den danske fødevareindustri forbrug (Olsen 2013). Forbruget af vand pr. kg forarbejdet mælk kan variere enormt fra 0,07 til 60 l (Rad & Lewis 2014), men i Danmark ligger forbruget generelt mellem 0,68 og 1,84 l vand pr. kg indvejet mælk. Heraf anvendes store dele til rengøring (CIP) (27 %; Miljøstyrelsen 2015) (28 %; Rad & Lewis 2014). I en rapport fra Naturstyrelsen (2013) er det anslået at danske mejerier kan nedbringe deres vandforbrug med op til 20-30 %, ved netop at recirkulere og genbruge vand i CIP systemer, ved generel rengøring samt i tekniske processer i produktionen.

Ved at introducere nye vandeffektive teknologier opnås umiddelbart både miljømæssige såvel som økonomiske gevinster - her ved lavere vand og spildevandsudgifter. Der kan dog forekomme gemte og u hensigtsmæssige konsekvenser af disse nye vandeffektive teknologier i form af øget forbrug og dermed omkostninger til fx energi og kemikalier. Derudover kan investeringsomkostningerne ende med langt at overgå de besparelser der måtte forekomme. For at være i stand til at vurdere disse teknologier ud fra et holistisk perspektiv kan der udføres en analyse af teknologiens "Eco-efficiency". "Eco-efficiency"-analysen er et værktøj der sammenholder en livscyklusvurdering (LCA) af en enhed fx et produkt, med en vurdering af enhedens værdi for relevante interessenter (ISO 2012a).

Siden 16. december 2013 er der under projektet "Vandeffektive mejerier – et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri", blevet foretaget en kortlægning af vandets veje internt på flere danske mejerier med henblik på at vurdere hvor en eventuel effektivisering af vandforbruget kan foretages. Som en del af dette projekt blev der på baggrund af de tilgængelige kortlægninger og dertilhørende forslag til vandeffektive teknologier udvalgt to mejerier for nærmere analyse, Thise og HOCO mejeri.

På Thise mejeri blev følgende to løsninger foreslået:

- 1) Reduktion af vand ved implementering af mere effektive pakdåser og varmeveksler
- 2) Anvendelse af RO-permeat ved opbevaring, UV-behandling og recirkulering som erstatning for forsyningsvand

På HOCO blev følgende løsning foreslået:

- 1) Genbrug af vand ved implementering af lokalt spildevandsanlæg og recirkulering af det oprensede procesvand

Thise mejeri håndterer deres spildevand ved opsamling i en lagune, hvorfra det udspreddes på omkringliggende marker. Den maksimale kapacitet af lagunen blev sidste år næsten nået og Thise mejeri kan derfor ikke udvide produktionen, medmindre spildevandsmængderne reduceres eller alternative løsninger bringes i spil. Det samme gør sig gældende for HOCO. HOCO er underlagt en vejledende regulering angående udledning af spildevand til det lokale renseanlæg og i 2015 førte overskridelser af grænseværdier for kvælstof og fosfor til øgede udgifter i form af særbidrag. Ved at implementere vandeffektive løsninger kan mejerierne øge deres produktion eller reducere omkostninger til særbidrag.

De danske grundvandsressourcer blev vurderet i regionale vandplaner i løbet af 2009 til 2015 ud fra den tilladte indvinding sammenholdt med den udnyttelige ressource. Vandplanerne for Limfjorden hovedvandsopland, som forsyner Thise, og Nissum Fjord, som forsyner HOCO, viser at grundvandsressourcen ikke er under stres, og der burde således ikke være risiko for begrænset vandforsyning til de to mejerier. Vandplanerne viser at Limfjorden er vurderet til at være i moderat økologisk tilstand, svarende til "mindre grad af afvigelse fra uberørte forhold, men signifikant større end for god tilstand" (Miljø- og Fødevareministeriet 2008), mens Storåen som modtager rensat spildevand fra Holstebro Centralrenseanlæg er i god økologisk tilstand (faunaklasse 6-7). Mejeriernes vandoplande er altså betragtet som i overordnet gode tilstande.

Vi har udviklet en eco-efficiency analyse med det formål at sammenligne og vurdere den miljømæssige og økonomiske effektivitet af udvalgte vandbesparelser. Analysen bidrager også ved at udpege særligt store miljøbelastninger og økonomiske udgifter i de individuelle livscyklustrin.

Analysen blev foretaget ved at indsamle data for ressourceforbrug og udledninger, samt økonomi for "business as usual", samt de foreslåede løsninger. Det indsamlede data blev analyseret ved en "LCA-screening" og der blev derfor ikke udført en fuldstændig LCA ved brug af dertil udarbejdet software, men i stedet en mere overordnet vurdering af processer og udvalgte miljøpåvirkninger. Tal for ressourceforbrug, miljøpåvirkning og økonomi blev angivet på årsbasis - og der blev alene kigget på driften.

De overordnede formål med projektet var derfor to-delt:

- 1) At demonstrere metoden til at beregne eco-efficiency potentialet
- 2) At vurdere potentialet for vandeffektive teknologier og belyse kritiske livscyklustrin og påvirkninger

Analysen og resultaterne indgår som en del i det større projekt "Vandeffektive mejerier – et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri".

2. Eco-Efficiency

I perioden maj 2015 til maj 2016 blev der indsamlet data for forbrug af vand, energi og kemikalier, samt drift og investeringsomkostninger for to danske mejerier, Thise og Arla Foods Amba HOCO.

Data blev analyseret og fortolket på baggrund af en Eco-efficiency analyse.

Begrebet "eco-efficiency" blev først beskrevet af Schaltegger og Sturm (1989) som et "business link to sustainable development", men blev særligt kendt fra bogen af World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) *Changing Course* fra 1992 (Schmidheiny 1992).

Metoden er anvendt som indikator for bæredygtighed i miljøanalyser, ved forretningsudvikling og politiske beslutningsprocesser (Jollands et al. 2004; Wang et al. 2016; Park et al. 2016; Verfaillie & Bidwell 2000; Yu et al. 2013).

Overordnet set går konceptet ud på at støtte en udvikling hvor produktiviteten øges (værdiskabelse gennem produkter og serviceydelser) ved brug af færre ressourcer (reducerede miljøeffekter) (Fig. 1). Analysen kan bruges til at evaluere nye teknologier og deres eco-efficiency potentiale ved sammenligning med "business as usual".

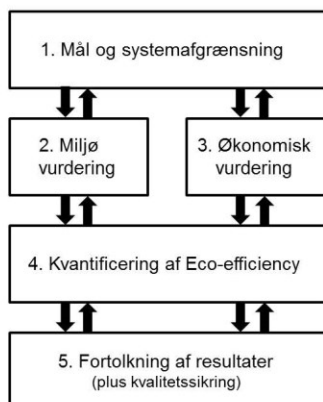
$$\text{Eco-efficiency} = \frac{\uparrow \text{Værdi (øget)}}{\downarrow \text{Miljøeffekt (reduceret)}}$$

FIGUR 1 LIGNING FOR ECO-EFFICIENCY (VERFAILLIE & BIDWELL 2000)

En analyse af eco-efficiency er derfor en vurdering af de miljøeffekter der opstår i forbindelse med produkter og serviceydelser, sat i relation til deres værdi. Det er en betragtning af hele livscyklussen fra råstofindvinding, gennem energi- og materialeproduktion og fremstilling, til brug og end-of-life behandling og bortskaffelse (ISO 2012a; Graedel 1995).

Ved at have de indbyrdes aktiviteter for øje er det samtidig muligt at identificere, hvorvidt reduktion af udledninger ét sted fører til øgede udledninger et andet sted. Eco-efficiency analysen bør derfor inkludere modellering af samtlige aktiviteter i produktets eller serviceydelsens livscyklus for både værdiskabelse og miljøeffekter, så der sikres en samlet bæredygtighedsvurdering.

Eco-efficiency analysen består af fem trin (ISO 2012a) (Fig. 2): (1) Definition af målsætning og systemafgrænsning, herunder de trin som dette system består af og de aktører som er involveret i systemet, (2) en analyse af hvilke ressourcer der skal til for at få systemet til at fungere, (3) en analyse af værdiskabelsen i systemet, (4) kvantificering af eco-efficiency ved identifikation af de indikatorer som beskriver ressourceforbrug og udledninger fra systemet og endeligt (5) en fortolkning af resultater og konklusion på analysen. De fem trin gennemgås i de følgende afsnit.



FIGUR 2 DE 5 TRIN I ECO-EFFICIENCY ANALYSEN

2.1 Mål og systemafgrænsning

Undervejs i projektet "Vandeffektive mejerier – et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri" (2015) blev flere vandeffektive teknologier identificeret. Som udgangspunkt blev det antaget at besparelser af vand medførte reducerede omkostninger til forbrug af drikkevand og udledning af spildevand. Som beskrevet i forrige afsnit er der risiko for, at reduktion af vandforbrug leder til øgede forbrug eller udledninger af andre miljøpåvirkninger. Den overordnede målsætning for denne analyse var derfor, at vurdere om de foreslåede vandeffektive teknologier var bedre end "business as usual", set ud fra et samlet økonomisk og miljømæssigt perspektiv.

Livscyklusvurderingen udføres i henhold til principperne angivet i DS/EN ISO 14040 og 14044 (ISO 2008a; ISO 2008b): Disse standarder er internationalt anerkendte metoder til udførsel af LCA, men indeholder dog en betydelig grad af fleksibilitet, således at man kan tilpasse metoden til det individuelle projekt. Metoden benyttet i dette studie er en såkaldt konsekvens-LCA, hvor kun de aktiviteter, der berøres af en ændring indgår i vurderingen (Wenzel 1997).

Systemet afgrænses ved at identificere samtlige processer ved fremstilling af mælkeprodukter hvor der forekommer ændringer fra et "business as usual"-scenarie til et alternativt scenarie og massestrømme til og fra disse processer identificeres. Som udgangspunkt anvendes tal for ressourceforbrug, miljøpåvirkning og økonomi på årsbasis - og der ses alene på driften. Systemafgrænsningen af mejeriproduktionen er "gate-to-retail" dvs. fra indvejning af råmælk til levering. Det antages at produktionen af råmælk i landbruget ikke berøres af ændringer foretaget på mejeriet og primærproduktionen er derfor holdt uden for analysen. Det samme gælder distribution og slutdisponering af mejeriprodukterne, da disse også antages at forblive upåvirket af ændringerne i vandteknologi på mejerierne.

Systemet udvides såfremt ændringer på mejeriet påvirker en ekstern aktør med mere end 1 % af den samlede produktion/service. Denne skelnen er foretaget under betragtning af "lokale" og "globale" markeder, hvor lokale markeder (relativ påvirkning > 1 %) er defineret ved et marked, hvor det ikke er muligt at afsætte produkter eller services til anden side (fx kan et vandværk hvis produktion halveres grundet vandbesparelser på et mejeri ikke nødvendigvis finde en alternativ kunde til at aftage vandet). Et globalt marked (relativ påvirkning < 1 %) er defineret ved et marked, hvor lokale ændringer ikke påvirker det overordnede marked og hvor afsætning kan ske til anden side (fx energimarkedet).

For at sikre konsistens i sammenligningen af miljø- og økonomieffekter er systemafgrænsningen tilstræbt at være den samme for både miljøvurderingen og økonomivurderingen.

2.1.1 Funktionel enhed

Danske mejerier producerer mange forskellige produkter herunder mælk, yoghurt og proteinpulver, og mængden af ressourcer, der forbruges til de forskellige produkter varierer betragteligt afhængig af hvilke produkter og antallet af forskellige produkter, der produceres. Den funktionelle enhed (FE) for de udvalgte cases i dette projekt er 1 ton indvejet mælk. Den funktionelle enhed skal sikre at beslutningstagere kan relatere sig til den fundne eco-efficiency og miljøpåvirkning på tværs af mejerierne og deres varierende produktionskapacitet og produktportefølje. På grund af det varierende ressourceforbrug og deraf forekommende udledninger anbefales det, at tolke resultaterne med varsomhed, fx forhindrer den varierende produktportefølje en direkte sammenligning på tværs af mejerier, men resultaterne giver en fornemmelse for størrelserne af påvirkningerne, som det er muligt at relatere sig til på tværs af mejerier.

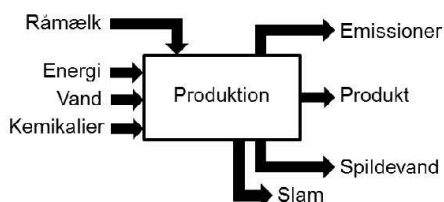
Funktionel enhed (FE)
ton indvejet mælk

2.2 Miljøvurdering (LCA)

Det overordnede formål med miljøvurderingen, som er baseret på livscyklusvurdering (LCA), er at afdække de miljømæssige fordele og ulemper ved at implementere vandeffective teknologier på danske mejerier. Resultaterne af analysen belyser de potentielle miljøpåvirkninger, der forekommer ved de forskellige scenarier.

2.2.1 Livscykluskortlægning (LCI)

Som en del af LCA indgår livscykluskortlægning (LCI) og involverer definition af processer og kvantificering af forbrug og udledninger for et produkt i hele dets livscyklus (ISO 2008b), i dette tilfælde produktion af mejeriprodukter (Fig. 3). Dette gøres for "business as usual" og for vandeffective teknologi-scenarier. Generelt for projektet gælder at analyserne er foretaget som en "LCA-screening" og kortlægning af processer er sat op i Microsoft Excel.



FIGUR 3 FORBRUG OG UDLEDNINGER AF RESSOURCER OG UDLEDNINGER VED SYSTEMPROCESSER I RELATION TIL MEJERIPRODUKTION

LCI til vurdering af vandeffective teknologier på danske mejerier benyttes også til at beskrive hvor data til forgrundsprocesser stammer fra og hvilke databaser der inddrages til beregning af baggrundsprocesser. Desuden beskrives de antagelser der er gjort undervejs for at håndtere manglende informationer.

2.2.2 Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (LCIA)

Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (LCIA) er rettet mod at forstå og vurdere omfang og betydning af de potentielle miljøpåvirkninger for et system gennem hele dets livscyklus af produktet (ISO 2008b). De fire trin der indgår i LCIA er:

- 1) Udvalgelse af påvirkningskategorier
- 2) Klassificering af ressourcer og udledninger i respektive påvirkningskategorier
- 3) Beregning af miljøpåvirkning for hver enkel påvirkningskategori (Karakterisering)
- 4) Beregning af miljøpåvirkning fra karakteriseringen i forhold til referenceværdier (Normalisering)

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffective teknologier på danske mejerier:

Eco-efficiency

12

Påvirkningskategorier

Miljøbelastningen vurderes ud fra påvirkningskategorier, der repræsenterer de samlede påvirkninger fra kortlægning af forbrug (fx ressourcer, materialer, energi) og udledninger (fx gaser, affaldsprodukter) (ILCD 2010b; ISO 2008b).

Hensigten med denne analyse er at lave en overordnet LCIA af mejeriproduktionen, med livscyklustrin der inkluderer ændringer ved implementering af vandeffektive teknologier. Udvalgte påvirkningskategorier er baseret på Berlin (2002) og Kim et. al (2013), dog er forsurening og fotokemisk ozondannelse udeladt da bidraget fra mejeriproduktionen er lav i forhold til fx primærproduktionen (Berlin 2002; Kim et al. 2013) (Tabel 1). For en nærmere beskrivelse af de udvalgte påvirkningskategorier, se DS/EN ISO 14047 (2012b).

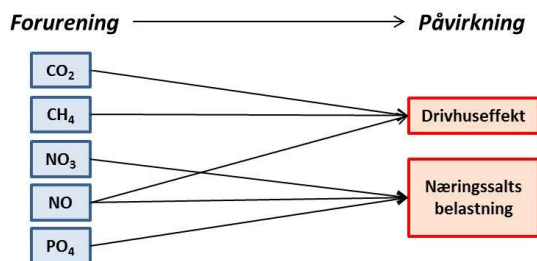
Indtil nu har en opgørelse af ferskvandspåvirkningen ikke været en fast integreret del i LCA. Dette er dog efterspurgt af mange virksomheder, da de ønsker at kunne angive deres "water footprint" eller en given aktivitets påvirkning af vandressourcen (Rygaard et al. 2013). For "Vandeffektive Mejerier" er særligt påvirkning af grundvandsressourcen relevant, eftersom dansk vandforsyning er grundvandsbaseret. Metoden til at beregne påvirkning af grundvandsressourcen bygger på (Godskesen 2012) og inddrager den lokale grundvandsressource ud fra data fra Vandrammedirektivets vandplaner.

TABEL 1 UDVALGTE PÅVIRKNINGSKATEGORIER OG METODE TIL AT IDENTIFICERE KARAKTERISERINGSFAKTOR (SE AFSNIT 2.3.2.3).

LCIA metode	Påvirkningskategori	Enhed
IPCC 2007	Drivhuseffekt	kg CO ₂ ækv.
ReCiPe , midpoint	Næringssaltsbelastning, ferskvand	kg P-ækv.
ReCiPe , midpoint	Næringssaltsbelastning af hav	kg N ækv.
Godskesen 2012	Forbrug af grundvandsressourcen	m ₃ ækv.

Klassificering

Klassificering af udledninger i påvirkningskategorier foregår ved at gøre rede for samtlige ressourceforbrug og udledninger i de kortlagte processer og sortere dem ud fra hvilken påvirkning de bidrager med, fx samles alle udledninger af CH₄, SO₂, N₂O og NO da de bidrager til drivhuseffekt (Fig. 4). Bidraget til drivhuseffekten opgøres i CO₂-ækvivalenter.



FIGUR 4 KLASSIFICERING AF UDLEDNINGER I PÅVIRKNINGSKATEGORIER

Karakterisering

Påvirkningsbidrag fra samtlige forbrug og udledninger kvantificeres og summeres inden for hver enkel påvirkningskategori, hvorved miljøbelastningen for hver enkelt kategori fremkommer. Påvirkningsbidraget PB_k beregnes således (Lign. 1) (Angelis-Dimakis et al. 2016):

$$PB_k = \sum_r kf_{r,k} \cdot f_r + \sum_e kf_{e,k} \cdot f_e$$

Hvor

PB_k : påvirkningsbidraget for påvirkningskategorien, k

$kf_{r,k}$: karakteriseringsfaktoren for den brugte ressource, r under påvirkningskategori, k

$kf_{u,k}$: karakteriseringsfaktoren for udledning, u under påvirkningskategori, k

f_r : ressourceforbrug

f_e : udledninger

Karakteriseringsfaktorer knyttet til ressourcer og udledninger er anbefalet af ILCD (ILCD 2010a) og stammer fra forskellige kilder, blandt andet IPCC (IPCC 2007) og ReCiPe (2012).

Listen over ressourcer og udledninger, der forekommer ved en mejeriproduktion er lang og her er derfor taget udgangspunkt i de overordnede ressourcer og udledninger, der indgår under de udvalgte påvirkningskategorier; drivhuseffekt, næringssaltsbelastning og forbrug af grundvandsressourcen.

Ressourceforbrug og udledninger ved produktion af elektricitet er beregnet som et gennemsnit af syv danske kraftværker (seks kombinerede kraftvarmewærker og et værk, der kun producerer strøm). De syv værker er identificeret som dem der er i stand til at tilpasse deres elproduktion til markedets efterspørgsel, og udgør dermed den "marginale" teknologi, i dette tilfælde kul (EASETECH DTU 2016a). Ved produktion af elektricitet med vind som den marginale teknologi er ressourceforbrug og udledninger baseret på en beregning af "a long-term yearly average marginal (YAM) technology" (Lund et al. 2010) for det danske energi system.

Ressourceforbrug og udledninger fra 1 l diesel er beregnet under antagelse af en medium størrelses lastbil der kører på motorvej (EASETECH DTU 2016b).

Påvirkningsbidraget for næringssaltsbelastning er baseret på tal fra ReCiPe (2012) som anbefalet af ILCD (2010a).

Påvirkningsbidraget for grundvandsressourcen er beregnet på basis af data fra vandplanerne (2009-2015) (Miljøministeriet 2011a; Miljøministeriet 2011b) (Bilag 1).

TABEL 2 ANVENDTE OVERORDNEDE KARAKTERISERINGSFAKTORER FOR DE INKLUDEREDE PÅVIRKNINGSKATEGORIER. PÅVIRKNINGSKATEGORIER ER ANBEFALET AF ILCD (ILCD 2010A).

Potentielle miljøeffekter	Kilde	Påvirkningsbidraget	Enhed	Reference
Drivhuseffekt	Elektricitet, kul	1,04	kg CO ₂ -ækv./kWh	(EASETECH DTU 2016a; IPCC 2007)
	Elektricitet, vind	0,0883	kg CO ₂ -ækv./kWh	Lund et al. (2010)
	Diesel	2,89	Kg CO ₂ -ækv./l	(EASETECH DTU 2016b; IPCC 2007)
Næringssaltsbelastning, ferskvand	Spildevand	1	kg P-ækv./kg total P	(ReCiPe 2012), midpoint
Næringssaltsbelastning, hav	Spildevand	1	kg N-ækv./kg total N	(ReCiPe 2012), midpoint
Forbrug af ressource, grundvand	Grundvand	0,13-0,38 ¹	m ³ vand-ækv./m ³ vand	(Miljøministeriet 2011a; Miljøministeriet 2011b)

¹ Karakteriseringsfaktoren for grundvandsressourcen er lokalitetsbestemt og varierer mellem Thise og HOCO.

Normalisering

Normalisering dækker over en beregning af påvirkningsbidrag i forhold til referenceværdier som fx hvor meget CO₂ udleder en gennemsnitsperson i Europa om året (kg CO₂-ækv./person/år). Herved

er det muligt at sammenligne resultaterne på tværs af påvirkningskategorier, da der opnås en fælles enhed (personækvivalent, PE) som udtrykker en gennemsnitlig europæers belastning af miljøet/ressourcen. I vores tilfælde typisk relateret til den funktionelle enhed (PE/ton indvejet mælk). Normaliseringsfaktorer for drivhuseffekt og næringssaltsbelastning er anbefalede værdier fra ILCD (2010a). Normaliseringsfaktoren for grundvandsressourcen er produktet af det totale vandforbrug i Danmark i 2014, målt over husholdninger, erhverv, institutioner og vandtab, og det nationale vandstres indeks (WSI=0,29), beregnet på baggrund af data fra vandplanerne (2009-2015)(Miljø- og Fødevarerministeriet 2015b) (Bilag 1).

TABEL 3 ANVENDTE NORMALISERINGSREFERENCER FOR DE INKLUDEREDE PÅVIRKNINGSKATEGORIER.

Potentielle miljøeffekter	Normaliseringsfaktor	Enhed
Drivhuseffekt	8096,00	kg CO ₂ -ækv./PE/år
Næringssaltsbelastning, ferskvand	0,62	kg P-ækv. /PE/år
Næringssaltsbelastning, hav	9,38	kg N-ækv. /PE/år
Forbrug af ressource, grundvand	19,21	m ³ vand-ækv./PE/år

*Vandforbrug pr. person i 2014 (DANVA) (65,41 m³/år) ganget med nationalt beregnet WSI (se bilag 1).

2.3 Økonomisk vurdering (Value Added)

Mens der er bredt accepterede og anvendte metoder for livscyklusvurdering (ILCD 2010a; ISO 2008a; ISO 2008b) er der ikke på samme måde detaljerede anerkendte metoder for den økonomiske vurdering i standarden for eco-efficiency (ISO 2012a). I det følgende gennemgås metoden anvendt i dette projekt. Metoden bygger på erfaringer fra life cycle costing (LCC) (Hunkeler et al. 2008) og value chain modellering (VCM) (Porter 1985).

LCC blev først introduceret i 1930'erne, da økonomer blev opmærksomme på fejlen ved udelukkende at basere økonomiske investeringer på købspriser uden at tage højde for efterfølgende udgifter i forbindelse med drift og vedligehold (Hunkeler et al. 2008). Sidenhen er LCC blevet udviklet med henblik på at inddrage og vurdere omkostninger ved et produkt i hele dets livscyklus og er nu en almindeligt anvendt metode ved fx indkøb af varer med lang levetid i mange industrisektorer. Omkostningerne er typisk set som den monetære værdi af produkter og services, købt af producenter eller forbrugere, og kan henvises til den pris der er betalt for et produkt eller en service.

Miljø LCC er konceptuelt tilsvarende en LCA. Hunkeler et al. (2008) og sidenhen andre heriblandt Martinez-Sanchez et al. (2015) beskrev de miljømæssige omkostninger som summen af samtlige udgifter tilknyttet alle trin i en LCA (Lign. 2):

$$LCC = \sum \text{udgifter} = \sum_{i=1}^n (Q_{ud} \cdot (EP_{ud} + X))$$

Hvor

i: trin i den samlede livscyklus

Q_{ud}: mængden af fx ressourcer forbrugt, udledninger, investeringer, ansatte

EP_{ud}: enhedsprisen på fx ressourcer, udledninger, løn til ansatte

X: udgifter/subsidier, fx skatter og miljøeksternaliteter i forbindelse med udledninger

Investeringer indgår som omkostninger og afskrives som årlig amortisering over levetiden (Lign. 3):

$$\ddot{A}AO = \frac{I - \frac{SAI}{(1+rs)^n}}{\left[\frac{(1+rs)^n - 1}{rs(1+rs)^n} \right]}$$

Hvor

ÅAO: Årlig amortiseringsomkostning (investeringsomkostningen fordelt pr. år)

I: investeringsomkostning

rs: rentesats

n: levetid

SAI: salg af investering efter endt levetid (restværdi)

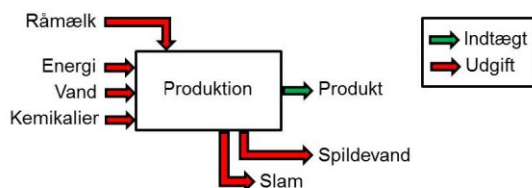
Value chains (værdikæder) blev tilsvarende LCC udviklet som koncept inden for forretningsudvikling (Porter 1985) og bygger på en erkendelse af, at forbrug af materialer og produkter har en tilknyttet økonomisk værdi og som disse transformeres gennem produktion, fabrikation, brug/forbrug og genbrug eller bortskaffelse, forbedres eller reduceres værdien undervejs (Dahlström et al. 2004). Value Added (VA) benyttes som begreb for denne værdiskabelse i de enkelte livscyklustrin og ligner LCC i udformning, med den afvigelse at ligningen inkluderer variabelen "indtægt" og udelader summen af udgifter, der forventes upåvirket af den nye teknologi, fx lønninger og eksisterende udstyr (Lign. 4, Fig. 5):

$$VA = \sum \text{indtægter} - \text{udgifter}_{\text{variable}} = \sum_{i=1}^n (Q_{\text{ind}} \cdot EP_{\text{ind}} - Q_{\text{ud}} \cdot (EP_{\text{ud}} + X))$$

Hvor

Q_{ind} : produkter

EP_{ind} : enhedsprisen på produkter



FIGUR 5 INDTÆGTER OG UDGIFTER DER UDGØR VALUE ADDED FOR ET MEJERI.

Merværdien af en proces er derfor forskellen mellem udgifter til materialer og den pris, der opnås ved at sælge det endelige produkt eller service. Fordelen ved at betragte VA i en eco-efficiency analyse i stedet for omkostninger i form af LCC er, at omkostninger i opstrøms trin af produktets livscyklus allerede er en integreret del af den pris en nedstrøms forbruger betaler (Heijungs et al. 2013, Moreau and Weidema 2015). Ved at summere samtlige omkostninger over en hel livscyklus, som i LCC, vil nogle omkostninger tælles dobbelt. Beregning af VA er derfor valgt som fremgangsmåde for den økonomiske vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier.

VA skal forstås som en opgørelse af den samlede merværdi et system eller en proces frembringer som et gode for virksomheden og samfundet. Da lønninger (arbejdskraft) og investeringer anses for at være en del af VA opgøres de ikke særskilt som det ses i LCC. VA er defineret som (Lign. 5):

$$VA = \text{virksomhedskapital} + \text{lønninger} + \text{investeringer} = \sum \text{indtægter} - \text{udgifter}_{\text{variable}}$$

Den økonomiske analyse foretages ligesom LCA-delen som en konsekvensanalyse, og det vil derfor være nødvendigt, at inkludere investeringsomkostninger ved nye teknologier, da disse vil afvige fra

et "business as usual"-scenarie. Eksisterende investeringer vil fortsat dækkes af VA ligesom at lønninger er integreret i VA. Desuden vil der blive set bort fra omkostninger ved skatter og miljømæssige eksternaliteter, og der antages ingen ekstern støtte til investeringerne i ny vandteknologi. Der benyttes en rentesats på 4 % for investeringer (Finansministeriet 2013) og moms er ekskluderet fra samtlige indtægter og udgifter.

Den endelige definition af VA er derfor (Lign. 6):

Value Added (VA)
$VA \text{ (kr/år)} = \sum_{i=1}^n (Q_{ind} \cdot EP_{ind} - (Q_{ud} \cdot EP_{ud} + \text{AAO}))$

Hvor årlige amortiseringsomkostninger svarer til de fremtidige udgifter i forbindelse med en ny teknologi.

Afligningen er det givet, at faldende salg vil resultere i faldende VA, såvel som at stigende produktion vil resultere i stigende VA. Dette kan lade sig gøre såfremt virksomhedens kapital er fleksibel og kan agere som buffer i perioder med udsving i salg og produktion.

LCA i kombination med en analyse af VA gør det muligt at evaluere mejeriernes ressourceeffektivitet og mulighed for at optimere deres produktion, dvs. skabe mere nytteværdi med færre materialer herunder vand, energi og kemikalier.

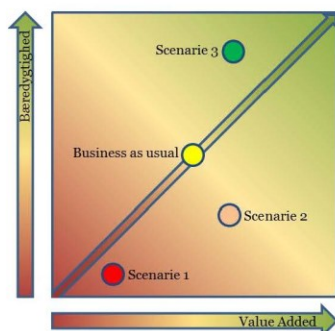
2.4 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet

Eco-efficiency potentialet af et produkt eller proces findes som værdiskabelsen i samtlige livscyklustrin (VA) over den endelige miljøbelastning for påvirkningskategori, k (Lign. 7):

$$EE_k = \frac{VA}{PB_k}$$

Dette vil resultere i et eco-efficiency potentiale for hver påvirkningskategori, fx DKK/kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk for påvirkningskategorien drivhuseffekt og høj værdiskabelse og lav miljøbelastning vil føre til et højt eco-efficiency potentiale.

Det er muligt at evaluere implementering af vandeffektive teknologier ved at sammenligne deres eco-efficiency potentiale med potentialet for et "business as usual"-scenarie. Antag at Business as usual angiver status quo og alternativerne Scenarie 1 til 3 angiver alternative teknologier der overvejes indført. Som eksempel ses det at Scenarie 1 udgør et lavere eco-efficiency potentiale da value added og bæredygtighed er lavere end for business as usual. Scenarie 2 har en højere value added, men lavere bæredygtighed og et overordnet lavere eco-efficiency potentiale. Endeligt har Scenarie 3 både højere value added og højere bæredygtighed end business as usual og har derfor et højere eco-efficiency potentiale (Fig. 4). Scenarier, der både skaber mere værdi (value added) og reducerer miljøbelastningen forudsættes at være "eco-efficient" og altså at foretrække fremfor alternativer med mindre eco-efficiency.



FIGUR 6 ECO-EFFICIENCY POTENTIALE FOR FORSKELLIGE TEKNOLOGIER Fx VANDEFFEKTIVE TEKNOLOGIER PÅ MEJERIER.

2.5 Følsomhedssanalyse

Enhvert eco-efficiency studie er behæftet med usikkerhed på grund af manglende data, fejlagtige data eller forkerte antagelser og modelvalg. For at evaluere hvor robuste vores analyseresultater er, er der udført en sensitivitsanalyse.

Der eksisterer forskellige typer usikkerhed som kan kategoriseres i tre overordnede grupper (Clavreul et al. 2012; Huijbregts 1998; Lloyd 2007):

- *Parameter usikkerhed*: Refererer til manglende data eller fejlagtige målinger ved fx forbrug af elektricitet eller vand
- *Scenarie usikkerhed*: Fx valg af systemafgrænsning, valg af tidshorisonter, valg af teknologier
- *Modelusikkerhed*: Fx brug af lineære modeller til beregning af forbrug og udledninger eller grundvandsmodeller til beregning af tilgængelig grundvandsressource

Her har vi analyseret ovenstående usikkerheder med udgangspunkt i følsomhedsanalysen udviklet af Clavreul et al. (2012). Følgende trin er inkluderet i analysen:

1. Parametre, scenarie og modelvalg identificeres og kategoriseres efter skøn i lille, medium eller stor usikkerhed. Ved lille usikkerhed udelades parameteren.
2. Livscyklustrin og deres bidrag til det overordnede resultat vurderes, og ved bidrag på >10 % af det samlede resultat inkluderes livscyklustrinet i følsomhedsanalysen
3. Livscyklustrin og bagvedliggende parametre, samt usikre parametre udpeget i trin 1 og 2 ændres én ad gangen 10 % for at vurdere hvor sensitivt resultatet er på den enkelte parameter. Parameterfølsomheden opgøres som den relative påvirkning af resultatet i forhold til en ændring af parameterværdien (SR, Sensitivity Ratio) (Lign. 8):

$$SR = \frac{\frac{\Delta \text{resultat}}{\text{resultat}}}{\frac{\Delta \text{parameter}}{\text{parameter}}}$$

Når SR = 1 vil resultatet øges med 10 %, når en parameter øges med 10 %

Analysens omfang afgrænses af vurderingerne i trin 1 og valget af 10 % i trin 2. Der udføres ingen decideret usikkerhedsanalyse, så som Monte Carlo analyse, men resultaterne af sensitivitsanalysen benyttes til at påpege resultatusikkerhed og skaber således grundlag for fortolkning af de overordnede resultater.

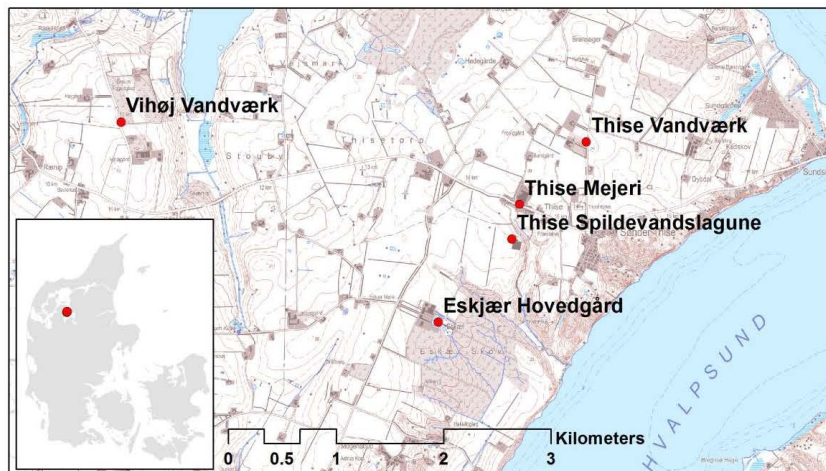
3. Thise

3.1 Baggrund og motivation

Thise Mejeri (Thise) er placeret på halvøen Salling i det nordvestlige Jylland (Fig. 6). I 2014 havde Thise en indvejning af råmælk på 115.000 tons, svarende til en daglig indvejning på ca. 340 tons råmælk og er den største producent af økologisk ost og yoghurt på det danske marked. Thise har en bred produktportefølje taget deres størrelse i betragtning, med konsummælk, ost, smør og vallekoncentrat som hovedkategorier. Indvejning af mælk er afgørende for øvrige ressourceforbrug, men også fordelingen af produkter og antallet af produkter påvirker ressourceforbruget. Thises ressourceforbrug for 2014 er angivet i Tabel 4.

TABEL 4 THISES STØRSTE RESSOURCESTRØMME I 2014.

Største ressourcestrømme og udledninger	2014
Indvejet råmælk (ton)	115.000
Ingredienser (ton)	1.777
Emballage (ton)	2.700
Vand (vandværk) (m ³)	148.000
Spildevand (Lagune) (m ³)	156.000
Energi, Naturgas kedel (ton)	800
Energi (MWh)	8.000



FIGUR 7 PLACERING AF THISE MEJERI I FORHOLD TIL RELEVANTE AKTØRER I ECO-EFFICIENCY ANALYSEN.

Thise modtager energi i form af olie/naturgas til kedel, el og diesel til lastbiler. Mejeriets totale energiforbrug er siden 2008 steget med 27 %, men energiforbruget pr. ton færdigt produkt er faldet tilsvarende med 27 % og var i 2014 ca. 0,91 GJ/ton indvejet mælk. Forbruget af el er siden 2008 steget med 44 %, men har ligget nogenlunde konstant omkring 70 kWh pr. ton indvejet mælk fra

2009 til 2014. Det stabile forbrug af el har været muligt grundet investeringer i energieffektivt udstyr og styring. Mejeriet køber sit elforbrug ved Vindenergi Danmark, der udelukkende baserer sin produktion på vindenergi.

Thise modtager drikkevand til produktionen fra Vihøj vandværk (70 %) og Thisted vandværk (30%), der begge hører under Skive Vand. Vandforbruget er siden 2008 steget med 32 %, og er forblevet på 20-30% over den indvejede mælk (Olsen 2015). Thise mejeri har i samme periode haft en stigende udledning af spildevand. I 2008 var udledningen af spildevand målt i forhold til mængden af indvejet mælk omkring 1:1 og i 2014 var den steget til 1,35:1. Desuden steg den totale mængde spildevand med godt 50 % fra 101.000 m³ i 2008 til 155.000 m³ i 2014 (Olsen 2015). Den øgede produktion af spildevand skyldes primært en øget produktion af opkoncentrerede produkter, herunder valle-koncentrat, som medfører en produktion af RO-permeat som i dag bortledes som spildevand.

Thise håndterer deres spildevand lokalt ved opsamling i en 70 x 70 x 5 m lagune efter en bakteriologisk rensning for bl.a. mælkefedt i et Grundfos forrenseanlæg. Derfra udspreddes vandet på omkringliggende marker (Eskjærs marker) (Fig. 6). I vinterhalvåret (når jorden er frossen) er udspreddning på markerne ikke tilladt, grundet risiko for overfladeafstrømning til lokale vandområder. Den maksimale kapacitet af lagunen blev sidste år næsten nået, da perioden med frost var lang. Thise mejeri kan derfor med nuværende produktion risikere at skulle transportere spildevand væk i lastbiler i tilfælde af længerevarende frost og kan ikke udvide produktionen, medmindre spildevandsmængderne reduceres eller alternative løsninger bringes i spil. På grund af højt COD-indhold i spildevandet er det ikke muligt at etablere rørledninger til Skive Renseanlæg, da svovlbrinter vil udvikles undervejs (Olsen 2015). I stedet har Thise søgt om tilladelse til at udlede spildevand til et lokalt etableret pileanlæg, hvortil spildevandet kan ledes i vinterperioden og fordampe.

På trods af lokale spildevandsløsninger er det Thises målsætning over de næste par år at reducere spildevandsproduktionen med ca. 30.000 m³, svarende til ~10 % af spildevandsproduktionen, pga. den stigende indvejning.

I sommeren 2013 oplevede Thise at Vihøj- og Thise vandværk ikke længere var i stand til at forsyne mejeriet med tilstrækkeligt drikkevand, og Thise mejeri måtte i stedet transportere vand til mejeriet i lastbiler. Implementering af vandeffektive teknologier på Thise kan bidrage med at reducere spildevandsmængder og reducere belastningen af Vihøj- og Thise Vandværk, og dermed sikre Thises forsyningssikkerhed.

For Thise er der udvalgt to cases, med implementering af vandeffektive teknologier;

- 1) *Reduktion af vand* ved implementering af konstant-flowventiler og pladevarmeveksler
- 2) *Genbrug af RO-permeat* fra valle, ved recirkulering over UV-lampe

De nye teknologier har imidlertid nogle investeringsomkostninger og kan have utilsigtede miljøpåvirkninger. Kortlægning af miljømæssige og samfundsøkonomiske fordele og ulemper ved udvalgte vandeffektive teknologier gør det muligt at sammenligne de valgte løsninger og evaluere deres eco-efficiency potential.

3.2 Case 1: Reduktion af vand

I 2006 lancerede Thise den islandske specialitet Skyr og produktionen er siden steget til 10.000 ton om året med en øget omsætning på 150 mio. kr (Krigslund 2015).

På Thise benyttes en UF-enhed (ultrafiltrering) i forbindelse med fremstilling af skyr. Skyr fremstilles af pasteuriseret syret skummetmælk. Mælken ledes ind i anlægget vha. pumpe, og køles fra ca. 50 til 25 °C.

Køling og smørelse er nødvendigt for pakdåser, der sidder ved de fleste pumper, omrørere, og andre steder, hvor der kræves akseltætninger i mejeriet. Køling opnås ved et konstant flow af vand i pakdåsen. For at sikre en lovet levetid, specificerer pakdåseproducenten en minimums vandtilførsel og pumperne er derfor tilsluttet direkte til vandforsyningen. Tidligere blev vandtilførsel reguleret med en simpel kuglehane, hvor flowet blev indstillet manuelt. Desuden blev flow ikke målt eller overvåget, og der var derfor risiko for, at flow var væsentlig højere end nødvendigt og muligvis varierende, hvilket kunne være til skade for pakdåsernes levetid.

I januar 2015 indførte Thise online måling, der gjorde det muligt at overvåge vandforbruget ved hjælp af softwaren "eButler". Online målingerne gjorde det muligt for ansatte at følge med i om vandforbruget var for højt eller for lavt, og kunne som resultat heraf indstille flow korrekt. Efterfølgende blev der d. 6. marts 2015 installeret konstant-flowventiler (Fig. 8) på vandforsyningen til pakdåserne der sikrer tilstrækkelig vandtilførsel, og forhindrer unødvendigt vandforbrug.



FIGUR 8 TIL VENSTRE: KONSTANT FLOWVENTIL. TIL HØJRE: PLADEVARMEVEKSLER. THISE MEJERI. (FOTO: SILLE LARSEN)

Udviklingen i vandforbruget var mulig at følge ved hjælp af eButler. Yderligere tiltag for at reducere vandforbruget blev implementeret d. 7. marts 2016 i form af en pladevarmeveksler til køling af skyr (Fig. 8). Tidligere blev en skrabearmeveksler benyttet til at køle skyren. Skrabearmeveksleren består af to cylindre, hvor den yderste cylinder indeholder vand til at køle skyren som bevæger sig i inderste cylinder og "skubbes" igennem ved hjælp af roterende skrabere. Pladevarmeveksleren er sammensat af flere, tynde, let adskilte metalplader til at transportere varme eller kulde mellem to medier. Denne type varmeveksler bruger den samme energi til at køle skyren fra 50 til 25 °C, men sparer energi til pumperne, der roterer akslen i skrabearmeveksleren. Desuden spares den

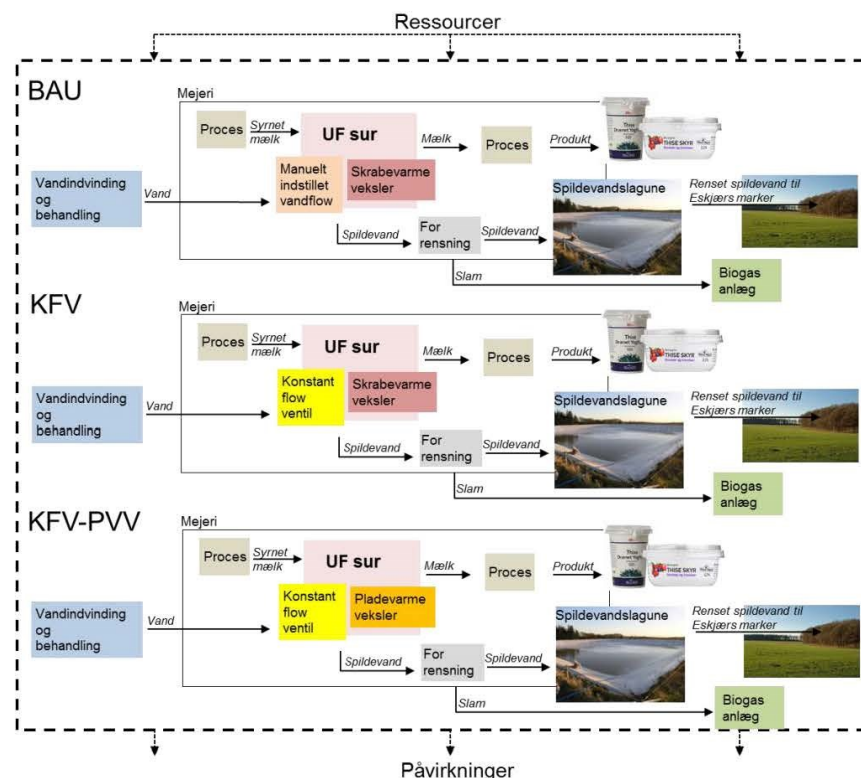
mængde vand, som skal til at køle pakdåserne på pumperne. Igen blev reduktionen af vand overvåget ved hjælp af eButler.

Eco-efficiency analysen blev således udført for følgende scenarier:

- 1) Business-as-usual (BAU)
- 2) Konstant flowventiler (KfV)
- 3) Konstant flowventiler og pladevarmeveksler (KfV-PVV)

3.2.1 Systemafgrænsning

Systemafgrænsningen for analysen af BAU, KfV og KfV-PVV er defineret (Fig. 9).



FIGUR 9 OVERSICHT OVER BAU, OG DE TO SCENARIER KfV OG KfV-PVV FOR CASE 1 PÅ THISE MEJERI.

Systemet består af forgrundsprocesser som forbrug og udledninger der er direkte relateret til produktionen på Thise, samt forbrug og udledninger for baggrundsprocesserne som fx produktion af vindenergi, baseret på gennemsnitlige tal fra databasen Ecoinvent version 3.0. Det vurderes at vandforbruget, herunder vandværket som aktør, vil være relevant at medtage i forgrundssystemet, da den relative påvirkning er estimeret til at være 0,7 og 1,4 % for scenarie KfV og KfV-PVV. Den definerede grænse for om aktøren skal medtages i systemet, er 1 %, og af hensyn til sammenlignelighed, er vandværkerne medtaget i analysen for begge scenarier. Produktion af elektricitet er derimod ikke medtaget i forgrunden, da vindproduktionen i 2014 var på 13,1 TWh og ændringer på Thise for de to scenarier udgjorde mindre end 0,001 % heraf. Dansk produceret elektricitet handles på den nordiske elbørs, Nord Pool Spot, og elproduktion indgår i et nordisk marked der ikke påvirkes af ændringer på Thise (Energitilsynet 2016).

Næringssaltsbelastningen mellem de tre scenarier antages at være uforandret, da ændringen udelukkende stammer fra de ændrede vandmængder forbrugt på Thise. Eftersom seneste vandkvalitetsrapport viser at summen af nitrat, nitrit og ammonium på Vihøj og Thise vandværk er under 2 mg/L (GEUS, 2016) og udledningskravene til spildevand for kvælstof er 8 mg N/l, antages bidraget til N fra drikkevand at være ubetydeligt. Det samme gør sig gældende for Total-P, som er lavere end de tilladte 1 mg/L. Det samlede systems miljøpåvirkning beskrives derfor udelukkende ved hjælp af påvirkningskategorierne: Drivhuseffekt og forbrug af vandressourcer.

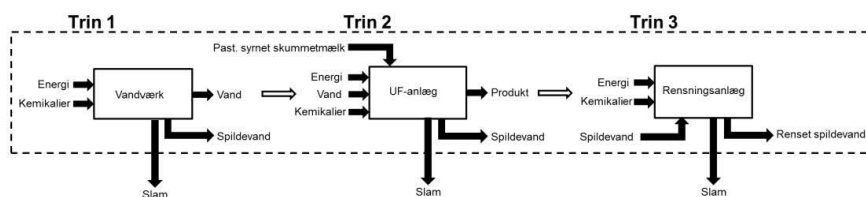
I baggrunden af systemet er der en række ressourceforbrug og miljøpåvirkninger som relaterer sig til produktion af elektricitet. Baggrundsbidragene er inkluderet i kortlægningen (Tabel 2).

Værdiskabelsen på mejeriet består i besparelsen af vand og energi ved de implementerede løsninger. Værdien heraf fratrækkes investeringsomkostninger til konstant flowventiler og pladevarmeveksler, samt de udgifter der måtte eksistere i forbindelse med drift.

Alle ressourceforbrug, udledninger og værdiskabelsen skal normeres i forhold til den funktionelle enhed, i dette tilfælde 1 ton indvejet mælk.

3.2.2 Livscykluskortlægning (LCI)

BAU repræsenterer UF-anlægget til produktion af skyr før de implementerede vandeffektive løsninger på Thise mejeri. Produktionen af skyr og kortlægning af ressourceforbrug og udledninger er baseret på tre LCA trin: 1) Vandindvinding og behandling på vandværket, 2) Forbrug på Thise mejeri, herunder produktion af skyr i UF-enhed på mejeriet og 3) behandling af spildevand og udspreddning på nærliggende marker (Fig. 10).



FIGUR 10 SKITSE AF PROCESSER DER INDGÅR I DE TRE LCA TRIN FOR IMPLEMENTERING AF VANDEFFEKTIVE TEKNOLOGIER PÅ THISE.

I 2014 udpumpede Vihøj og Thise vandværk 148.000 m³ drikkevand til Thise. Spildevand fra de to vandværker udgør ca. 1 % af de udpumpede mængder vand (Christensen 2016). Besparelsen af vand ved implementering af konstant flowventil og pladevarmeveksler udgør en besparelse på omkring 1 % af det samlede vandforbrug på Thise og ændringen af spildevand fra Vihøj og Thise vandværk anses derfor at være ubetydeligt (0,01%) og udelades. Indholdet af metan og svovlbrinte i råvandet er meget lavt, og det antages at udledning af disse gasarter ved beluftning af råvand er ubetydelig. Den samme antagelse er gjort for okkerslammet, der udfældes på vandværkerne. Der genereres ca. 4 m³ slam pr. år på Vihøj vandværk og 2 m³ slam pr. år på Thise vandværk (Christensen 2016) og 1 % ændring af mængden er ikke afgørende for transport og deponering, og slamhåndtering udelades derfor for trin 1. Slam fra Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune udelades da slammet herfra køres til det lokale biogas anlæg og det antages at biogaspotentialer er det samme, da det afhænger af indholdet af COD og ikke koncentrationen af COD. Energiforbruget til forbehandling af spildevand udelades da dette antages at være det samme for alle scenarier, da det er mængden af COD, N og P der påvirker energiforbruget under beluftning og ikke den totale mængde spildevand.

Det antages, at kemikalieforbruget er uændret på tværs af de tre scenarier. På vandværket bruges primært kemikalier i forbindelse med rengøring og mængden er ens for hvert af de tre scenarier.

Tilsvarende bliver UF-anlægget og varmeveksleren på mejeriet rengjort (CIP) uafhængigt af teknologivalget. Ved behandling af spildevand fra mejeriet, er det mængden og ikke koncentrationen af COD, N og P der er afgørende for renseprocessen og da denne er den samme for de tre scenarier antages et uændret kemikalieforbrug.

Data blev indhentet og estimeret for Thise Mejeri og Skive Vand og er baseret på gennemsnitstal fra 2014 (Mølbæk 2016b; Gammel 2016; Olsen 2015; Christensen 2016) (Tabel 5-7). Ændringer af forbrugt vand i de tre scenarier og efterfølgende beregninger af ændrede vandforbrug og elektricitet i Trin 1 Vandværk og Trin 3 Lagune er estimeret på baggrund af en direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger.

TABEL 5 KORTLÆGNING AF FORBRUG OG UDLEDNINGER FRA TRIN 1 VANDVÆRK: VANDINDVINDING OG BEHANDLING PÅ VANDVÆRKERNE THISE OG VIHØJ VANDVÆRK. FORBRUG AF ELEKTRICITET OG VANDTAB I FORM AF SKYLLEVAND, I LEDNINGER OG VED INDVINDING, VARIERER MED MÆNGDEN AF OPPUMPET VAND. SKALERET TIL THISES FORBRUG ALENE.

Trin 1 Vandværk	Element	Mængde	Enhed	Reference
Grundvandsindvinding	Grundvand, oppumpet	164.103	m ³	Skive vand
	Drikkevand, ind	162.478	m ³	
	Elektricitet ^a	93.065	kWh	
Vandbehandling og distribution	Vandtab, distribution	12.870	m ³	Skive vand
	Skyllevand, ud	1.609	m ³	
	Drikkevand, til Thise	148.000	m ³	Thise

^a Energiforbrug samlet for indvinding, behandling og distribution

TABEL 6 KORTLÆGNING AF FORBRUG OG UDLEDNINGER FRA TRIN 2 MEJERI: OVERORDNEDE FORBRUG PÅ THISE MEJERI. FORBRUG AF DRIKKEVAND OG ELEKTRICITET OG PRODUKTION AF SPILDEVAND AFHÆNGER AF BENYTTET TEKNOLOGI.

Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed	Data reference
	Drikkevand, ind	148.000	m ³	
Forbrug på Thise Mejeri	Elektricitet	8.042.000	kWh	Thise
	Spildevand, ud	156.000	m ³	Thise

To pumper á 22 kWh pumper vandet fra lagune til omkringliggende marker. Afhængig af om vandet pumpes til højt eller lavtliggende marker varierer pumpekapaciteten fra 87-100 % belastning og nogle gange kører den ene pumpe alene. Det totale timeforbrug for pumperne nulstilles hvert år, men siden tælleren blev nulstillet, har pumperne kørt 1259 timer og har pumpet 76.881 m³ vand ud. Dette resulterer i et flow på 61 m³/time. Det årlige elforbrug (kWh) for 2014 er estimeret som det nødvendige elforbrug for 1 pumpe med 100 % belastning, der udpumper den samlede mængde spildevand i 2014 (Tabel 7).

TABEL 7 KORTLÆGNING AF FORBRUG OG UDLEDNINGER FRA TRIN 3 LAGUNE: UDSPREDNING PÅ NÆRLIGGENDE MARKER. FORBRUG AF ENERGI TIL AT PUMPE VAND FRA LAGUNE TIL MARKER.

Trin 3 Lagune	Element	Mængde	Enhed	Data reference
Udspredning på nærliggende marker	Spildevand, ind	156.000	m ³	Thise
	Elektricitet, pumper til udspreddning på mark	55.950	kWh	Thise, Estimeret
	Electricitet, enhedsforbrug	0,36	kWh/m ³	Beregnet

Det specifikke vandforbrug på Thise er fundet ved hjælp af online målingerne registreret i softwaren "eButler". Følgende perioder og vandforbrug repræsenterer BAU og de to scenarier (Tabel 8).

TABEL 8 VANDFORBRUG PÅ THISE OG REGISTRERET VANDBESPARELSE FOR KfV OG KfV-PVV I FORHOLD TIL BAU.

Scenario	Periode	Gns. vandforbrug [L/time]	Gns. vandforbrug [m ³ /år]	Sparet vandforbrug [m ³ /år]	Sparet vandforbrug [m ³ /ton indvejet mælk]
BAU	14.01.2015 – 06.03.2015	446	3.906	0	0
KfV	06.03.2015 – 07.03.2016	254	2.225	1681	1,42E-02
KfV-PVV	06.03.2015 – 25.04.2016	64	562	3344	2,82E-02

Det lavere vandforbrug på Thise reducerer indvindingen på Vihøj- og Thise vandværk, og det antages at vandtab til skyllevand, ledninger og ved indvinding reduceres tilsvarende (Tabel 9).

TABEL 9 VANDBESPARELSEN SAMLET FOR VIHØJ OG THISE VANDVÆRK VED AT REDUCERE MÆNGDEN AF OPPUMPET VAND I FORHOLD TIL BAU.

Scenario	Sparet vandforbrug [m ³ /år]	Sparet vandforbrug [m ³ /ton indvejet mælk]
KfV	183	1,54E-03
KfV-PVV	364	3,07E-03

Besparelse af energiforbruget i de tre trin for de tre scenarier er angivet i (Tabel 10):

TABEL 10 ENERGIBESPARELSEN VED IMPLEMENTERING AF KfV OG KfV-PVV I FORHOLD TIL BAU.

Scenario	Sparet elforbrug					
	Trin 1 Vandværk		Trin 2 Mejeri		Trin 3 Lagune	
	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]
KfV	1057	8,92E-03	0	0	606	5,11E-03
KfV-PVV	2103	1,77E-02	88330	7,46E-01	1205	1,02E-02

Miljøpåvirkning ved produktion af anlæg er den samme for Trin 1 Vandværk og Trin 3 Lagune for de tre scenarier, da trinenes infrastruktur er uændret. I Trin 2 Mejeri implementeres konstant flowventiler og en skrabearmeveksler erstattes af en pladevarmeveksler og derfor bør den ændrede infrastruktur og tilhørende ændrede miljøpåvirkning indgå i vurderingen.

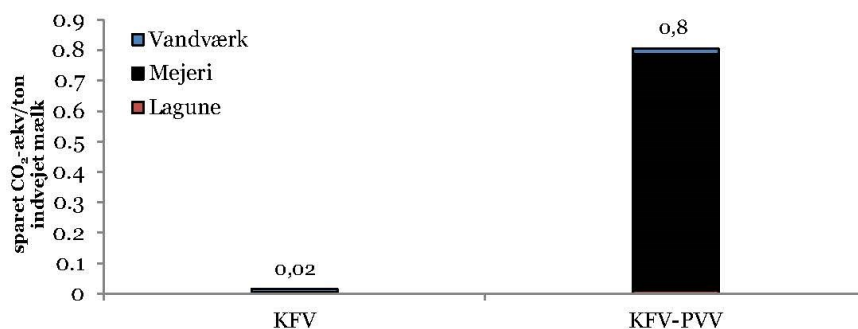
En pladevarmeveksler består primært af 200-300 kg rustfrit stål. Givet en levetid på 10 år forårsager produktionen af stålet en udledning på omkring 100 CO₂-ækv./år (beregnet i EASETECH), svarende til 8,5·10⁻⁴ kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk. Denne udledning svarer til 0,1 % af den samlede udledning fra KfV-PVV og her er ikke modregnet den miljøpåvirkning den allerede eksisterende skrabearmeveksler har bidraget med. Med så lille et overordnet bidrag udelukkes bidrag fra produktion af materiel og derfor tages udelukkende hensyn til drift af anlæg i de tre scenarier.

3.2.3 Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (LCIA)

Miljøpåvirkningen ved BAU, KfV og KfV-PVV blev analyseret. Fokus for analysen var påvirkning af drivhuseffekt og grundvandsressourcen.

KfV er fundet til at reducere drivhuspåvirkningen med 1,7 ton CO₂ per år svarende til 0,015 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk, ved at der spares vand og spildevand (Fig. 11). Dette er under antagelse af, at kul er den marginale energiproducent på det danske marked, og ikke vind. Drivhuspåvirkningen reduceres yderligere i KfV-PVV eftersom pladevarmeveksleren reducerer energiforbruget og vandforbruget udover bidraget fra de konstante flowventiler (Fig. 11).

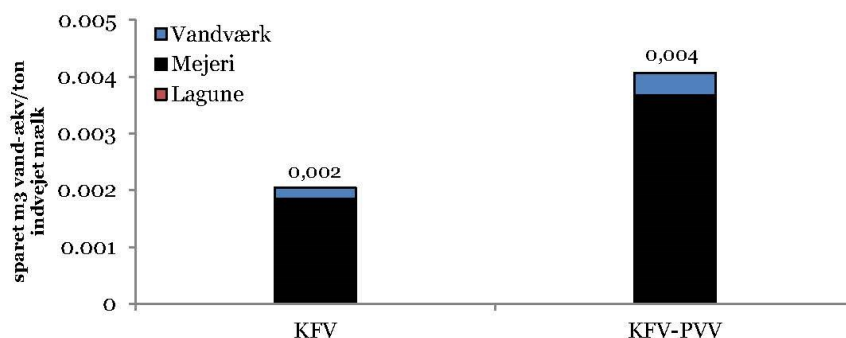
Kigges isoleret set på el-besparelsen på Thise mejeri, opnås en forventet besparelse på ca. 1 % af det totale el-forbrug ved at erstatte skrabevarmeveksleren med en pladevarmeveksler (KfV-PVV). I dette tilfælde er den estimerede besparelse 93 ton CO₂ om året svarende til 0,8 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk.



FIGUR 11 SPARET DRIVHUSGASUDLEDNING VED IMPLEMENTERING AF KfV OG KfV-PVV I FORHOLD TIL BAU.

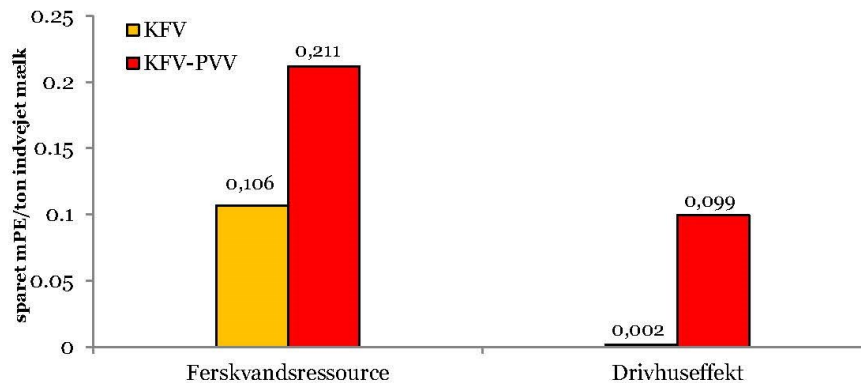
KfV reducerer belastningen af grundvandsressourcen med 242 m³ vand-ækv. om året, svarende til 2,1 L vand-ækv./ton indvejet mælk (Fig. 12). Reduktionen er primært på mejeriet, men der er også en mindre besparelse på vandværket. I KfV-PVV reduceres grundvandspåvirkningen yderligere, med en total besparelse på 482 m³ om året, svarende til 4,1 L vand-ækv./ton indvejet mælk (Fig. 12).

Thise havde i 2014 et vandforbrug på 148.000 m³ og besparelsen i de to scenarier udgør derfor henholdsvis 1,3 % og 2,5 % af det samlede forbrug. På Thise bruges ca. 2 L vand/L konsummælk på mejeriet og heraf har implementering af konstant flowventiler og pladevarmeveksler medført en forventet besparelse på ca. 0,05 L vand/L konsummælk. Til sammenligning er der formentlig brugt langt større mængder vand i primærproduktionen, hvor Water Footprint-opgørelser har vist at der i gennemsnit bruges 41 L vand/L mælk (Mekonnen & Hoekstra 2012).



FIGUR 12 SPARET VANDPÅVIRKNING FOR KfV OG KfV-PVV I FORHOLD TIL BAU.

Ved at dividere resultaterne igennem med en normaliseringsfaktor (Tabel 3) kan miljøpåvirkningerne, nu udtrykt i personækvivalenter (PE) pr. FE, sammenlignes. De vandbesparende initiativer ændrer især belastningen af grundvandsressourcen, hvor PE-reduktionen er ca. dobbelt så stor som for drivhuseffekten i tilfældet KfV-PVV (Fig. 13).



FIGUR 13 SPARET PÅVIRKNING AF DRIVHUSEFFEKT OG GRUNDVANDSRESSOURCE FOR KfV OG KfV-PVV I FORHOLD TIL BAU, NORMALISERET I HENHOLD TIL FAKTORER FRA TABEL 3.

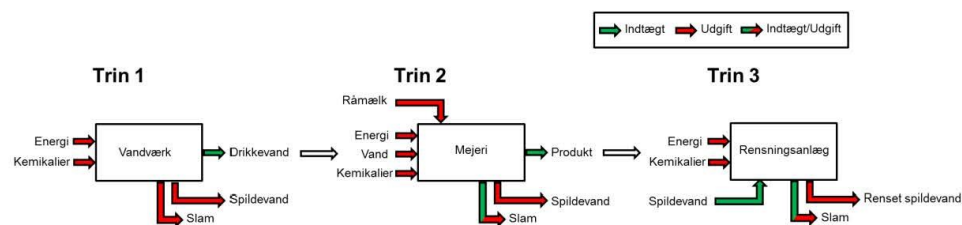
Det bemærkes at den forventede ændring i påvirkningen af grundvandsressourcen er ca. den samme for de to teknologier. Pladevarmeveksleren medfører til gengæld ca. 54 gange færre PE/ton indvejet mælk for drivhuseffekt. Samlet set er det vist, ikke overraskende, at den største miljøgevinst opnås ved implementering af både konstant flowventiler og pladevarmeveksler.

3.2.4 Vurdering af økonomiske effekter

Som en del af den overordnede Eco-efficiency analyse er det relevant at analysere de økonomiske effekter af Thises investeringer i vandeffektive teknologier. Det er dog ikke kun relevant at se om Thise sparer penge ved deres investeringer, men derimod at kigge på VA for samtlige involverede aktører, for på den måde at vurdere hele systemets værdiskabelse.

Den økonomiske analyse blev foretaget ligesom LCIA-delen som en konsekvensanalyse, og det er derfor forskellen i VA (ΔVA) mellem de tre scenarier, der blev estimeret.

Definitionen af VA blev givet i Lign. 4-6 og overordnet set er der en primær indtægtskilde og adskillige udgifter forbundet med de enkelte trin under det afgrænsede system (Fig 14).



FIGUR 14 INDTÆGTER OG UDGIFTER I HVER AF DE TRE LIVSCYKLUSTRIN DER UDGØR VALUE ADDED FOR DET SAMLEDE SYSTEM. SLAM KAN VÆRE EN UDGIFT ELLER EN INDTÆGTSKILDE AFHÆNGIG AF AFTALE MED DET LOKALE BIOGASANLÆG.

De samme antagelser som der blev gjort under LCIA er gjort under vurdering af økonomiske effekter: I Trin 1 Vandværk er udgifter til spildevand og slam udeladt grundet det lille bidrag. Desuden er det antaget, at vedligeholdelsesudgifterne på vandværkerne ikke varierer med de ændrede mængder udpumpet drikkevand. Investeringer på vandværkerne og brugen af kemi på vandværkerne antages også uændret.

Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune er samlet under én, eftersom spildevandet fra mejeriet håndteres lokalt på Thise, og eventuelle ændrede udgifter vil således påvirke VA for Thise. På Thise er VA estimeret som forskellen mellem indtægter i forbindelse med salg af mejeriprodukter og udgifter til drikkevand, elektricitet, spildevandshåndtering, vedligehold og investeringer i vandeffektive teknologier. Thise har yderligere udgifter i relation til deres produktion, men de antages uforandret fra scenarie til scenarie. Der vil derfor kun blive beregnet den ændrede værdiskabelse ΔVA , som kan henføres til de nye vandbesparende installationer. Variable, der indgår i beregning af VA for de tre LCA trin er angivet i Tabel 11:

TABEL 11 OVERSIGT OVER VARIABLE, DER INDGÅR I BEREGNING AF VA FOR DE TRE LIVSCYKLUSTRIN

	Indtjening	Udgift(er)
Trin 1 Vandværk	Drikkevand	Elektricitet
Trin 2 Mejeri/ Trin 3 Lagune¹	Mejeriprodukter	Drikkevand, elektricitet, spildevand, vedligehold, investering

¹Spildevandsbehandling foretages på Thise og økonomiske udgifter og besparelser estimeres derfor samlet.

Data for Thise Mejeri og Skive Vand er baseret på gennemsnitstal fra 2014 (Christensen 2016; Gammel 2016; Mølbæk 2016b; Olsen 2015). Udgifter er beregnet på baggrund af en direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger.

Indtægter og udgifter til beregning af VA i Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune er angivet i tabel 12 og 13:

TABEL 12 INDTÆGT PÅ SALG AF DRIKKEVAND OG UDGIFTER I FORBINDELSE MED ELEKTRICITETSFORBRUG I RELATION TIL GENNEMSNTILIGT VANDFORBRUG PÅ UF-ANLÆGGET VED BRUG AF KfV OG KfV-PVV PÅ THISE ANGIVET I TABEL 8.

Trin 1 Vandværk		
Scenarie	Indtægt, Drikkevand [kr/år]	Udgifter, Elektricitet [kr/år]
BAU	12.304	1.842
KfV	7.009	1.049
KfV-PVV	1.771	265

TABEL 13 INDTÆGT PÅ SALG AF MEJERIPRODUKTER OG UDGIFTER I RELATION TIL GENNEMSNTILIGT VANDFORBRUG PÅ UF-ANLÆGGET PÅ THISE ANGIVET I TABEL 8.

Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune					
Scenarie	Udgift, Drikkevand [kr/år]	Udgift, Spildevand [kr/år]	Udgift, Elektricitet [kr/år]	Udgift, Vedligehold [kr/år]	Udgift, Investering Udstyr [kr/år]
BAU	489.989	1.242.408	6.835.700	120.000	0
KfV	484.695	1.228.961	6.835.185	120.000	308
KfV-PVV	479.456	1.215.658	6.759.595	5.000	31.007

Både indtægter og udgifter i Trin 1 Vandværk er faldende fra BAU til KfV og KfV-PVV (Tabel 12). Salg af drikkevand fra Vihøj og Thise vandværk reduceres sammen med vandforbruget på Thise, og vandværkets udgifter til oppumpning, behandling og distribution bliver mindre. Indtægterne i Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune er 864 mio. kr for alle tre scenarier, da hverken KfV eller KfV-PVV ændrer på produktionen på Thise. Udgifterne til drikkevand, spildevand og elektricitet i Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune reduceres fra BAU-scenariet til de to scenarier, KfV og KfV-PVV (Tabel

13). Det skyldes reduktion i vandforbrug og afledt spildevand, samt en mindre reduktion i elforbruget i de alternative scenarier. Udgifter til vedligehold er ens for BAU og KfV da vedligeholdelsesudgifter i forbindelse med UF-anlægget findes på skrabearmeveksleren, hvis pakdåser og gear i motoren skal skiftes ca. én gang om året. Derimod skal pladevarmeveksleren blot have skiftet pakninger og vedligeholdelsesudgifterne reduceres derfor. Den årlige amortiseringsudgift er beregnet i henhold til Lign. 3, med en levetid på 10 år og en rentesats på 4 % (Finansministeriet 2013). Investeringsomkostningerne ved implementering af konstant flowventiler er blot 500 kr/stk, og der installeres 5 stk i KfV og 3 stk i KfV-PVV. En pladevarmeveksler derimod koster 250.000 kr, plus et tilsvarende beløb til installation.

ΔVA er beregnet for de tre scenarier, for Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune og er angivet pr. år og pr. ton indvejet mælk. Da der ikke er nogen investering på vandværkerne beregnes VA for Trin 1 Vandværk ved hjælp af Lign. 4, mens VA for Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune beregnes ved hjælp af Lign. 6 (Tabel 14).

TABEL 14 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL SCENARIERNE KfV OG PVV-PVV I LIVSCYKLUSTRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE (SAMLET).

Scenarie	Trin 1 Vandværk		Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune	
	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]
KfV	-4.502	-0,04	18.947	0,16
KfV-PVV	-8.955	-0,08	166.556	1,41

I Trin 1 Vandværk forventes et værditab, som forklares af et reduceret salg af drikkevand når Thise reducerer sit forbrug. Beregningerne viser at VA falder med 1,1 og 2,1 %, hvilket er et proportionalt større tab, end reduktionen i vandforbrug på henholdsvis 0,7 og 1,4 %. Det skyldes at elektricitetsomkostningen til produktion af 1 m³ vand, er konstant, hvorimod prisen afhænger af forbruget og de første 50.000 m³ koster 3,6 kr/m³ mens yderligere forbrug afregnes til gennemsnitligt 3,15 kr/m³, beregnet ved trappemodell.

For KfV opnås en samlet forøgelse af VA på knap 19.000 kr på mejeriet. Dette skyldes at teknologien reducerer vandforbruget og spildevandsudledningen, mens der er tale om lille investeringsudgift. På trods af den større investeringsudgift til en pladevarmeveksler, opnås her en langt højere VA, da variable udgifter og vedligeholdelsesudgifterne reduceres betragteligt.

Set i et større perspektiv udgør mejeriets besparelse ved implementering af vandeffektive teknologier henholdsvis 0,002 og 0,023 % af Thises totale omsætning i 2014 på 864 millioner kr (Mølbæk 2016b).

For det samlede system findes ΔVA ved summen af ΔVA for henholdsvis vandværkerne og Mejeriet (Tabel 15). Det skal bemærkes at lønudgift til installation af pladevarmeveksleren ikke indgår i beregningen, da lønnen vil være en del af værdiskabelsen på mejeriet, når varmeveksleren installeres af mejeriets egne folk. Tilsvarende vil en installation udført af eksterne håndværkere tælle som udgift for mejeriet, men være VA for den eksterne virksomhed, såfremt systemet udvides til at inkludere en ekstern installatør.

TABEL 15 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL SCENARIERNE KfV OG KfV-PVV FOR DET SAMLEDE SYSTEM.

Scenarie	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]
KfV	14.446	0,12
KfV-PVV	188.424	1,59

For begge vandeffektive teknologier faldt ΔVA på vandværkerne, men steg på Thise og samlet forventes en øget VA på kr. 14.446 for KfV og kr. 188.424 for KfV-PVV. Trods en markant større investering, er VA således ca. 12 gange større for konstante flowventiler i kombination med pladevarmeveksleren, end for flowventilerne alene.

3.2.5 Sensitivitetsanalyse

For at vurdere resultatusikkerheden foretages en sensitivitetsanalyse hvor de inkluderede parametre, scenarie- og modelvalg evalueres.

Livscyklustrin og deres bidrag til resultatet

Analyse af de individuelle livscyklustrin og deres bidrag til det overordnede resultat viser, at alle tre trin bidrager med mere end 10 % for enten grundvandsressourcen eller drivhuseffekten (Tabel 16), samt den økonomiske analyse (Tabel 17).

TABEL 16 DE TRE LIVSCYKLUSTRIN OG DERES INDIVIDUELLE BIDRAG TIL DET OVERORDNEDE RESULTAT FOR DE TO PÅVIRKNINGSKATEGORIER, GRUNDVANDSRESSOURCEN OG DRIVHUSEFFEKT. VED BIDRAG PÅ > 10 % INKLUDERES LIVSCYKLUSTRINET I SENSITIVITETSANALYSEN.

	Trin 1 Vandværk (%)		Trin 2 Mejeri (%)		Trin 3 Lagune (%)	
	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt
KfV	10	63,6	90	0	0	36,4
KfV-PVV	10	2	90	97	0	1

TABEL 17 DE TRE LIVSCYKLUSTRIN OG DERES INDIVIDUELLE BIDRAG TIL DET OVERORDNEDE RESULTAT FOR DEN ØKONOMISKE VURDERING. VED BIDRAG PÅ > 10 % INKLUDERES LIVSCYKLUSTRINET I SENSITIVITETSANALYSEN.

	Trin 1 Vandværk (%)	Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune (%)
KfV	19	81
KfV-PVV	5	95

Parameter, scenarie- og modelvalg

Størstedelen af data benyttet i analysen er indhentet fra Thise og Skive vand. Dette data bygger på aktuelle tal fra 2014 og er derfor behæftet med lille usikkerhed. Noget data er dog skaleret ud fra en direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger, hvormed der introduceres usikkerhed. Data for energiforbrug på pladevarmeveksleren og på pumperne, der pumper vand fra lagunen ud på markerne er estimeret på baggrund af erfaringer, pumpe-ydeevne og direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger, og er derfor forbundet med større usikkerhed da de i modsætning til det andet data ikke bygger på eksisterende tal, men antagede værdier (Tabel 18). Af de økonomiske parametre er det særligt udgifter til vedligehold i forbindelse med UF-anlægget og investeringsomkostninger ved pladevarmeveksleren, der er forbundet med usikkerhed (Tabel 19). Den valgte rentesats på 4 % kan variere og er derfor udvalgt til videre sensitivitetsanalyse.

TABEL 18 PARAMETRE BENYTTET TIL AT BEREGNE MILJØPÅVIRKNINGER OG VURDERET USIKKERHED FOR TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE, FOR BAU, KfV OG KfV-PVV. PARAMETERUSIKKERHEDEN ER ANGIVET SOM LILLE, MEDIUM ELLER STOR USIKKERHED.

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Energi- og vandforbrug/tab	Grundvands indvinding	x		
		Vandbehandling	x		
		Distribution	x		
Trin 2 Mejeri	Vand	Forbrug til konstant flowventil	x		
		Forbrug til pladevarmeveksler	x		
	Energi	Forbrug til skrabevarmeveksler	x		
		Forbrug til pladevarmeveksler		x	
Trin 3 Lagune	Energi	Lagunepumpe			x

TABEL 19 ØKONOMISKE PARAMETRE OG VURDERET USIKKERHED FOR TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE, FOR BAU, KfV OG KfV-PVV. PARAMETERUSIKKERHEDEN ER ANGIVET SOM LILLE, MEDIUM ELLER STOR USIKKERHED.

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Indtægter	Drikkevand	x		
	Udgifter	Elektricitet	x		
Trin 2 Mejeri	Indtægter	Mejeriprodukter	x		
		Drikkevand	x		
		Elektricitet	x		
	Udgifter	Vedligehold			x
		Investering		x	
		Rentesats		x	
Trin 3 Lagune	Udgifter	Lagunepumpe	x		

Resultaterne for miljøpåvirkning af drivhuseffekten påvirkes betragteligt afhængig af hvilken teknologi, der betragtes som den marginale energiproducent. Dette skyldes at karakteriseringsfaktoren, der ganges med "udledningen" (se Lign. 1), for vind er 0,0883 kg CO₂-ækv./kWh og 1,04 kg CO₂-ækv./kWh for kul (Tabel 2). I analysen er det antaget, at kulkraft er den marginale teknologi, da kul i praksis er den teknologi der lettest omstilles til mere eller mindre forbrug (se afsnit 2.2.2). Thise har indgået kontrakt med et selskab, der leverer vindenergi, men da denne teknologi afhænger af om og hvor meget vinden blæser, bør den i en LCA sammenhæng ikke betragtes som den marginale teknologi. For at forstå betydningen af en fuldstændig omlægning til fornybar energi, repræsenteret ved vindenergi, blev det undersøgt hvordan analyseresultatet påvirkes med brug af vind som marginal elproduktion i sensitivitetsanalysen. Analysen er relevant fordi Thise støtter vindenergi og fordi det langsigtede mål er at konvertere Danmark til 100% vedvarende energiforsyning (Lund et al. 2010).

Påvirkning af grundvandsressourcen afhænger også af valg af karakteriseringsfaktor, i dette tilfælde WSI. WSI er beregnet på basis af vandhandleplanerne (2009-2015) og vurderes ud fra den tilladte årlige indvinding sammenholdt med den udnyttelige ressource (35 % af grundvandsdannelsen). Beregning af grundvandsdannelsen er foretaget ved hjælp af en strømningssmodel (DK-modellen) opstillet af GEUS (Miljøministeriet 2011a). WSI for grundvandsressourcen, der forsyner Thise er mellem 0,02 og 0,35 (gns. 0,13) afhængig af om man betragter den terrænnære, regionale eller dybe grundvandsressource (Bilag 1). Valg af WSI vil derfor påvirke resultaterne. Og i stedet for at benytte et gennemsnit, er der i sensitivitetsanalysen lavet en vurdering af, hvordan resultaterne påvirkes ved valg af den øvre eller nedre grænse for WSI.

Valg og fravalg af påvirkningskategorier, såvel som scenarie-antagelser vil afspejles i resultaterne. Påvirkningskategorien "grundvandsressourcen" er ikke en standard LCA-kategori beskrevet og inkluderet i LCA-software som fx EASETECH. I modsætning til normaliseringsfaktoren for drivhuseffekten (anbefalet værdi fra ILCD (2010a)), er der ingen anbefalet normaliseringsfaktor for grundvandsressourcen. Denne er derfor beregnet særligt til denne analyse (Tabel 3, Bilag 1) og valg af beregningsmetoden påvirker således det endelige resultat, hvilket diskuteres yderligere i sensitivitetsanalysen.

Slamhåndtering er udenfor systemafgrænsningen, da biogaspotentialt antages at være det samme for de tre scenarier. Mængden af COD er den samme for alle scenarier, men koncentrationen varierer og såfremt dette har en betydning for biogasproduktionen, er der introduceret en usikkerhed i valg af systemafgrænsning. Udspredning af vand fra lagunen på Eskilds marker er ligeledes udeladt fra systemafgrænsningen. Eftersom vandet indeholder både N og P, må det antages at reducere landmandens behov for gødning. Dette medfører en væsentlig undgået udledning af NO_x fra produktion af fortrængt handelsgødning, som ville have bidraget til undgået forurening, foruden reduceret udledning af drivhusgasser ved produktion af gødning. Da det ikke har været muligt at bestemme fortrængningen af handelsgødning er det valgt at udelade denne påvirkning. Disse antagelser vurderes ikke nærmere.

Parametersensitivitet

Parametre, scenarie- og modelvalg fra Trin 1 Vandværk og Trin 2 Mejeri blev udvalgt som særligt usikre og kategoriseret ud fra hvordan resultatet påvirkes (Tabel 20).

TABEL 20 PARAMETRE/SCENARIEVALG UDVALGT TIL YDERLIGERE SENSITIVITETSANALYSE. KF STÅR FOR KARAKTERISERINGSFAKTOR.

Usikkerhed	Påvirkning		
	Grundvandsressourcen	Drivhuseffekt	Value Added
Parameter		Lagunepumpe	Investering
		Pladevarmeveksler	Vedligehold
			Rentesats
Scenarie/Model	WSI (kf)	Kul/Vind (kf)	

De udvalgte parametre og scenarie/modelvalg blev enkeltvist øget med 10 % for at vurdere deres effekt på det samlede resultat i henhold til Lign. 8 - for KfV (Tabel 21) og KfV-PVV (Tabel 22).

TABEL 21 SENSITIVITETSBRØKEN FOR DE SEKS PARAMETRE OG SCENARIE/MODELVALG FOR KfV VISER DEN RELATIVE PÅVIRKNING AF RESULTATET I FORHOLD TIL PARAMETEREN. NEGATIVE SR-VÆRDIER INDIKERER AT RESULTATET PÅVIRKES I NEGATIV RETNING NÅR PARAMETERVÆRDIEN ØGES - OG MODSAT.

KfV	SR		
	Grundvandsressourcen	Drivhuseffekt	Value Added
Vind	-	1,00	-
WSI	1,00	-	-
Investering	-	-	-0,02
Vedligehold	-	-	-8,31
Rentesats	-	-	-0,003
Energi, Lagunepumpe	-	0,36	-
Energi, Pladevarmeveksler	-	-	-

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

32

TABEL 22 SENSITIVITETSBRØKEN FOR DE SYV PARAMETRE OG SCENARIE/MODELVALG FOR KfV-PVv
VISER DEN RELATIVE PÅVIRKNING AF RESULTATET I FORHOLD TIL PARAMETEREN. NEGATIVE SR-
VÆRDIER INDIKERER AT RESULTATET PÅVIRKES I NEGATIV RETNING NÅR PARAMETER-VÆRDIEN
ØGES - OG MODSAT.

KfV-PVv	SR		
	Grundvandsressourcen	Drivhuseffekt	Value Added
Vind	-	1,00	-
WSI	1,00	-	-
Investering	-	-	-0,16
Vedligehold	-	-	-0,03
Rentesats	-	-	-0,03
Energi, Lagunepumpe	-	0,01	-
Energi, Pladevarmeveksler	-	0,96	-

Særligt udgifter til vedligehold i KfV vil påvirke det overordnede resultat, da SR for denne parameter er -8,31 (Tabel 21). Det betyder at VA falder med 83,1 % når vedligeholdelsesudgifterne stiger med 10 %. Vedligeholdelsesudgifterne består af udgifter til skift af pakdåser og skift af gear i skrabevarmevekslerens motorer. Årsagen til den store følsomhed skyldes at det er en relativt stor udgift set i forhold til investeringsomkostningerne. Hvis vedligeholdelsesudgifterne stiger med mere end 12,1 % vil VA for det samlede system blive negativ, mens VA stadig er positiv for Thise. Stiger udgifterne med mere end 15,8 % vil VA for Thise også blive negativ. Modsat gælder for KfV-PVv (Tabel 22) hvor det ses at det er investeringsudgifterne der påvirker det overordnede resultat mest.

Valg af karakteriseringsfaktor, i dette tilfælde WSI og kul-/vindkraft, påvirker resultatet med en SR = 1. Eftersom karakteriseringsfaktoren for kul er 12 gange større end for vind, indikerer resultatet af sensitivitetssanalysen, at en ændring af karakteriseringsfaktoren fra kul til vind, reducerer drivhuspåvirkningen med en faktor 12. Den positive effekt af implementering af pladevarmeveksleren i KfV-PVv på drivhuseffekten reduceres således fra $9,9 \cdot 10^{-2}$ mPE/ton indvejet mælk til $8,4 \cdot 10^{-3}$ mPE/ton indvejet mælk. Ligeledes viser resultatet af sensitivitetssanalysen at påvirkning af grundvandsressourcen enten øges en faktor 2,5 i positiv retning såfremt en WSI på 0,32 var valgt eller i negativ retning med en faktor 6,5 hvis en WSI på 0,02 var valgt. For den valgte WSI på 0,13 er de positive effekter af reduceret grundvandspåvirkning større end de positive effekter af reduceret drivhuspåvirkning (Fig. 13). Denne balance skifter ved en WSI-værdi på 0,06.

Med de benyttede normaliseringsfaktorer (Tabel 3), ses det af miljøvurderingen at forbrug af grundvandsressourcen reduceres langt mere end udledningen af drivhusgasser ved implementering af både KfV og KfV-PVv. Eftersom normaliseringsfaktoren for grundvandsressourcen ikke er en standardiseret værdi, men beregnet (se Bilag 1) blev det undersøgt i hvilken grad denne faktor skulle påvirkes for at ændre på det overordnede resultat af miljøvurdering. Beregningen viste at normaliseringsfaktoren skulle ændres med mere end 115 %, svarende til en national WSI på 0,63 (i stedet for 0,29). Denne værdi svarer til en grundvandsressource med en påvirkning svarende til den der findes omkring Hovedstadsområdet og Århus, men som ikke er tilfældet i området omkring Thise.

Rentesatsen blev også øget med 10 % for at undersøge hvilken indflydelse valg af rentesatsen har på resultatet, men det ses af sensitivitetssraten at rentesatsen ikke påvirker resultatet i nævneværdig grad.

Den samlede sensitivitetssanalyse identificerede særligt følsomme parametre, som fx vedligehold for KfV og viste at en ændring af karakteriseringsfaktorer fra kul til vind reducerer de positive effekter

der opnås ved implementering af KfV og KfV-PVV betydeligt fordi, der ikke længere er den samme miljøpåvirkning forbundet med elforbruget. Valg af karakteriseringsfaktorer vil dog ikke ændre det overordnede resultat at de alternative teknologier er mere miljøvenlige set i forhold til BAU. Vedligeholdelsesudgifterne på KfV skal til gengæld ikke stige med mere end 12,1 % før at VA for det samlede system er negativ, hvormed det overordnede eco-efficiency potentiale er lavere end BAU. Resultaterne af analysen indgår senere i den samlede vurdering af eco-efficiency af KfV og KfV-PVV, når disse sammenlignes med resultaterne fra den tredje vandeffektive teknologi på Thise beskrevet under Case 2: Genbrug.

3.3 Case 2: Genbrug

Produktionen af vallekoncentrat på Thise mejeri er fra 2008 til 2014 steget fra 352 ton til 5.500 ton (Olsen 2015). Som beskrevet i afsnit 3.1 har den øgede produktion af valle medført en øget udledning af spildevand i form af meget rent RO-permeat.

For at reducere udledning af spildevand og samtidig begrænse forbruget af rent drikkevand, er det blevet foreslået i stedet at genbruge det rene RO-permeat bl.a. som manørevand på centrifugerne, skubbevand i pasteur'erne, til opfyldning af CIP-tanke og rengøring af RO-anlæg.

RO-permeatet har dog en begrænset henstandstid på grund af mikrobiologisk vækstpotentiale. Ved at recirkulere RO-permeatet over en buffertank, hvor der monteres en UV-lampe på udgangssiden, sikres en konstant behandling af permeatet og bakterievæksten kan begrænses. RO-permeatet sendes rundt i mejeriet i et afgrænset område via en nybygget ringledning, så permeatet fungerer som primær vandkilde. Systemet skal dog bygges op således, at drikkevandsforsyningen kan benyttes som backup.

Eco-efficiency analysen blev udført for følgende scenarier:

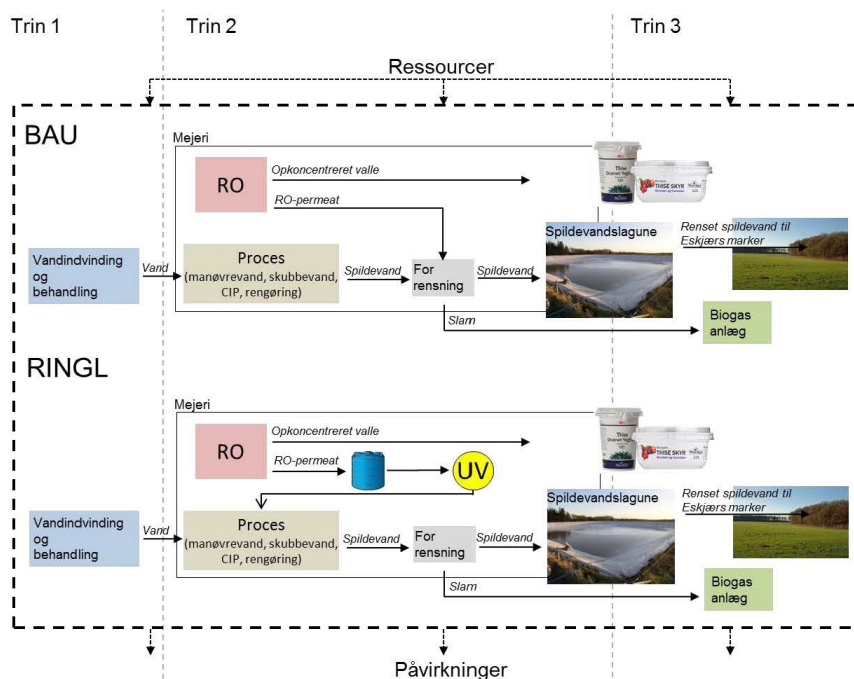
- 1) Business-as-usual (BAU)
- 2) Ringledning, med buffertank og UV-lampe (RINGL.)

3.3.1 Systemafgrænsning

Eco-efficiency potentialet vurderes for anvendelse af RO-permeat som erstatning for forsyningsvand i forhold til BAU. Systemafgrænsningen sikrer at alle væsentlige processer fra vandindvinding, over mejeri, til spildevandshåndtering er inkluderet i analysen (Fig. 15).

Ligesom for Case 1, medtages vandværket i forgrundssystemet, da vandværkets salg af drikkevand reduceres med 9,3 %. Produktion af elektricitet er ikke medtaget. Desuden vurderes næringssaltsbelastningen igen at være uforandret, da recirkulering af RO-permeat udelukkende påvirker vand- og energiforbruget. Det samlede systems miljøpåvirkning opgøres for drivhuseffekt og forbrug af grundvandsressourcer.

Alle ressourceforbrug, udledninger og værdiskabelsen normeres i forhold til ton indvejet mælk.



FIGUR 15 OVERSIGT OVER BASELINE OG SCENARIO 1, RINGL FOR CASE 2 PÅ THISE MEJERI.

3.3.2 Livscykluskortlægning (LCI)

BAU repræsenterer forbrug på Thise mejeri uden anvendelse af RO-permeat og RINGL repræsenterer et scenarie hvor RO-permeat anvendes. Kortlægning af ressourceforbrug og udledninger er baseret på de tre LCA trin: 1) Vandindvinding og behandling på vandværket, 2) Forbrug på Thise mejeri og 3) behandling af spildevand og udspreddning på nærliggende marker (Fig. 15).

Samtlige antagelser fra Thise case 1 (afsnit 3.2.2) er gældende for denne case. I dette tilfælde reduceres salget af drikkevand fra Vihøj- og Thise vandværk med 9,3 %, men dette er stadig ikke nok til at spildevand og slam udgør en betydende forskel i Trin 1 Vandværk. Forbrug af kemikalier kan potentielt set variere i Trin 2 Mejeri mellem de to scenarier, da der muligvis skal bruges ekstra kemikalier til CIP af den nye ringledning. Forbruget er i første omgang antaget at være uændret, men vil blive diskuteret under usikkerheder.

Overordnet data for Thise mejeri og Skive vand er angivet i afsnit 3.2.2 og er baseret på gennemsnitstal fra 2014 (Tabel 5-7) (Møibæk 2016b; Christensen 2016). Estimer af anvendeligt RO-vand er baseret på forventede mængder indvejet valle i 2016 (Møibæk & Andersen 2016) (Tabel 23).

TABEL 23 REGISTRERET VANDFORBRUG PÅ THISE FOR BAU OG RINGL.

Scenarie	Vandforbrug [m³/år]	Vandforbrug [m³/ton indvejet mælk]
BAU	148.000	1,25
RINGL	125.344	1,06

Ved reduceret vandforbrug på Thise reduceres mængden af oppumpet vand fra Vihøj- og Thise vandværk og der spares vandtab til skyllevand, ledninger og ved indvinding reduceres (Tabel 24).

TABEL 24 FORVENTET VANDBESPARELSE FOR VIHØJ OG THISE VANDVÆRK VED REDUCERET VANDFORBRUG PÅ THISE I FORHOLD TIL BAU.

Scenario	Sparet vandforbrug [m ³ /år]	Sparet vandforbrug [m ³ /ton indvejet mælk]
RINGL	2.470	0,02

Der er ingen yderligere besparelse af vand ved behandling og udspredning af spildevand fra lagunen, da der ikke indgår drikkevand i Trin 3 Lagune.

Etablering af UV-lampe til behandling og cirkulationspumpe til RO-permeatet øges energiforbruget. Til gengæld reduceres spildevandsmængden og energien benyttet til at pumpe vandet fra lagunen ud på markerne. I Trin 1 Vandværk reduceres forbruget af energi også eftersom mindre grundvand skal pumpes op og behandles. Beregning af energiforbrug ved desinfektion af RO-permeat med UV-lampe er baseret på et gennemsnitsforbrug på 0,03 kWh/m³ (Plappally & Lienhard V 2012). Pumpen til at cirkulere permeatet rundt i ringledningen er dimensioneret ud fra kendskabet til spildevandspumpen (~61 m³/time). Forholdet mellem RO-permeat og spildevand blev beregnet (0,14) og benyttet til at beregne pumpens effekt (3,2 kW). Det antages at pumpen kører hele tiden for at undgå stagnerende permeat, svarende til 8760 timer/år.

Besparelse af energiforbruget i de tre trin for BAU og RINGL er angivet i (Tabel 25):

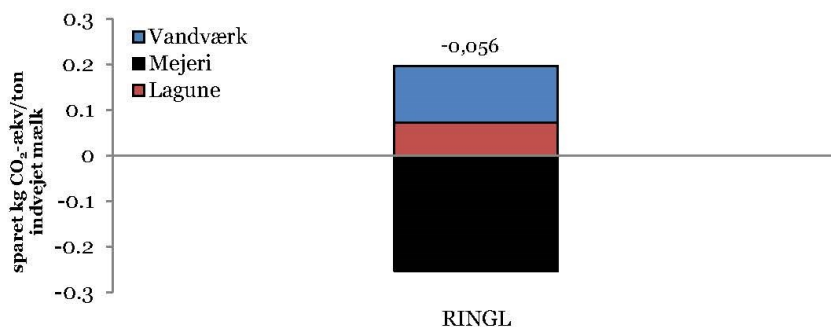
TABEL 25 FORVENTET ENERGIBESPARELSE VED IMPLEMENTERING AF RINGL I FORHOLD TIL BAU.

Scenario	Sparet elforbrug					
	Trin 1 Vandværk		Trin 2 Mejeri		Trin 3 Lagune	
	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]	[kWh/år]	[kWh/ton indvejet mælk]
RINGL	14.249	0,12	-28.795	-0,24	8.162	0,07

Ligesom for case 1 antages produktion af UV-lampe, rør og pumpe at udgøre en ubetydelig andel af den samlede miljøpåvirkning. Dette bidrag er derfor udeladt. Der tages udelukkende hensyn til drift af anlæg i de to scenarier.

3.3.3 Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (LCIA)

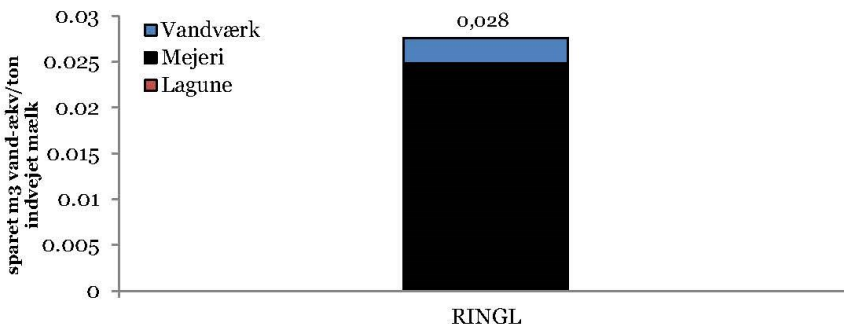
Der er overordnede besparelser på udledning af CO₂ fra vandværkerne (0,13 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk) og spildevandshåndtering (0,07 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk), men den nye ringledning bruger 0,24 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk og altså mere end sparet (Fig. 16). Samlet set vil etablering af RINGL have et nettobidrag på 6,6 ton CO₂ om året og 0,05 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk i forhold til BAU.



FIGUR 16 SPARET DRIVHUSGASUDLEDNING VED IMPLEMENTERING AF RINGL I FORHOLD TIL BAU.

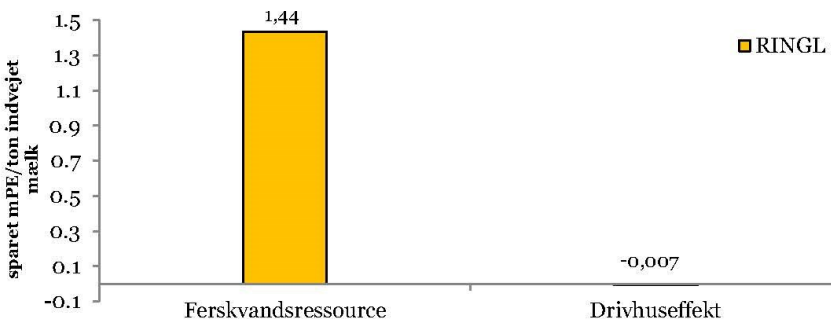
For grundvandsressourcen ses det at påvirkningen reduceres med 3266 m³ vand-ækv. om året, svarende til $2,76 \cdot 10^{-2}$ m³ vand-ækv./ton indvejet mælk (Fig. 17).

Thise havde i 2014 et vandforbrug på 148.000 m³ og besparelsen ved implementering af ringledningen udgør 15 % af det samlede forbrug på Thise (2014).



FIGUR 17 SPARET VANDPÅVIRKNING VED IMPLEMENTERING AF RINGL I FORHOLD TIL BAU.

Påvirkningerne udtrykt i mPE pr. FE er sammenlignet (Fig. 18). Påvirkning af grundvandsressourcen er ca. 200 gange større end den negative påvirkning af drivhuseffekten. Dog er det vigtigt at bemærke at grundvandsressourcen omkring Thise ikke er under stres (WSI = 0,13).



FIGUR 18 SPARET PÅVIRKNING AF DRIVHUSEFFEKT OG GRUNDVANDSRESSOURCE FOR RINGL I FORHOLD TIL BAU, NORMALISERET I HENHOLD TIL FAKTORER FRA TABEL 3.

Ved anvendelse af RO-permeat i RINGL opnås en besparelse på omkring 0,3 L vand/L konsummælk.

3.3.4 Vurdering af økonomiske effekter

Systemafgrænsningen for den økonomiske vurdering er den samme som for LCIA. Overordnede antagelser er beskrevet under Thise case 1 (afsnit 3.2.4).

Omkostningerne til ringledning er baseret på prisoverslag (Mølbæk (2016a)). Indtægter og udgifter til beregning af VA i Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune er angivet i tabel 26 og 27:

TABEL 26 INDTÆGT PÅ SALG AF DRIKKEVAND OG UDGIFTER I FORBINDELSE MED ELEKTRICITETSFORBRUG I RELATION TIL VANDFORBRUG PÅ THISE VED IMPLEMENTERING AF RINGL.

Scenarie	Trin 1 Vandværk	
	Indtægt, Drikkevand [kr/år]	Udgifter, Elektricitet [kr/år]
BAU	489.989	69.798
RINGL	418.623	59.113

TABEL 27 INDTÆGT PÅ SALG AF MEJERIPRODUKTER OG UDGIFTER I RELATION TIL VANDFORBRUG PÅ THISE VED IMPLEMENTERING AF RINGL.

Scenarie	Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune				
	Udgift, Drikkevand [kr/år]	Udgift, Spildevand [kr/år]	Udgift, Elektricitet [kr/år]	Udgift, Vedligehold [kr/år]	Udgift, Investering [kr/år]
BAU	489.990	1.242.408	6.835.700	0	0
RINGL	418.623	1.061.160	6.853.237	21.000	35.754

Både indtægter og udgifter i Trin 1 Vandværk er faldende fra BAU til RINGL (Tabel 26). I Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune falder udgifterne til drikkevand og spildevand ved implementering af ringledningen (Tabel 27). Udgifter til elektricitet stiger til gengæld med 0,36 %. Der vil være vedligeholdelsesudgifter i forbindelse med nyanlægget, såsom pakkåser, ventiler og UV-lampe. Vedligeholdelse er vurderet til at løbe op i 21.000 kr/år. Investeringsudgifter er beregnet ud fra en investering på 290.000 kr for udstyr. Den årlige amortiseringsudgift er beregnet i henhold til Lign. 3, med en levetid på 10 år og en rentesats på 4 % (Finansministeriet 2013). Som en del af ”forskning og udvikling” under projektet Vandeffektive mejerier er der installeret et Grundfos Bacmon-anlæg, som antages ikke at være en forudsætning for etableringen af ringledningen og indgår ikke i VA-beregningerne.

ΔVA er beregnet for de tre scenarier, for Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune og er angivet pr. år og pr. ton indvejet mælk. Da der ikke er nogen investering på vandværkerne beregnes ΔVA for Trin 1 Vandværk ved hjælp af Lign. 4, mens ΔVA for Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune beregnes ved hjælp af Lign. 6 (Tabel 28).

TABEL 28 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL RINGL I LIVSCYKLUSTRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE (SAMLET).

Scenarie	Trin 1 Vandværk		Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune	
	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]
RINGL	- 60.681	-0,51	178.323	1,51

ΔVA er faldende fra BAU til RINGL i Trin 1 Vandværk, da salget af drikkevand fra de to vandværker falder med 15,3 %, grundet Thises reducerede forbrug. I Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune er værdiskabelsen i denne case 2 omtrent halv så stor som i case 1, KfV-PVV (1,41 kr/ton indvejet mælk). Dette skyldes øgede investeringsudgifter og udgifter til elektricitet. Besparelserne ved implementering af ringledningen udgør 0,02 % af Thises totale omsætning i 2014 på 864 millioner kr.

For det samlede system findes ΔVA ved summen af ΔVA for henholdsvis vandværkerne og Mejeriet (Tabel 29).

Ligesom for case 1 udelades udgifter på Thise til installation af ringledning, da den overordnede ΔVA vil forblive uændret.

TABEL 29 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL RINGL FOR DET SAMLEDE SYSTEM.

Scenario	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]
RINGL	117.643	0,99

ΔVA faldt på vandværkerne, men steg på Thise grundet store besparelser på drikkevand og spildevand. Beregning af den samlede ΔVA resulterede således i en øget ΔVA og installering af ringledningen på Thise medfører en samlet værdiskabelse for systemet.

3.3.5 Sensitivitetsanalyse

Resultatusikkerheden blev undersøgt ved evaluering af livscyklustrin og deres bidrag til resultatet, samt parametre, scenarie- og modelvalg og sensitivitetsanalyse.

Livscyklustrin og deres bidrag til resultatet

Analyse af de individuelle livscyklustrin og deres bidrag til det overordnede resultat viser at alle tre trin bidrager med mere end 10 % for enten grundvandsressourcen eller drivhuseffekten (Tabel 30), samt den økonomiske analyse (Tabel 31).

TABEL 30 DE TRE LIVSCYKLUSTRIN OG DERES INDIVIDUELLE BIDRAG TIL DET OVERORDNEDE RESULTAT FOR DE TO PÅVIRKNINGSKATEGORIER, GRUNDVANDSRESSOURCEN OG DRIVHUSEFFET.

	Trin 1 Vandværk (%)		Trin 2 Mejeri (%)		Trin 3 Lagune (%)	
	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt	Grundvands-ressource	Drivhuseffekt
RINGL	10	28	90	56	0,0	16

TABEL 31 DE TRE LIVSCYKLUSTRIN OG DERES INDIVIDUELLE BIDRAG TIL DET OVERORDNEDE RESULTAT FOR DEN ØKONOMISKE VURDERING.

	Trin 1 Vandværk (%)	Trin 2 Mejeri/Trin 3 Lagune (%)
RINGL	25	75

Parameter, scenarie- og modelvalg

Ligesom for case 1 er størstedelen af data fra Thise og Skive Vand. Data for RO-vand til genbrug, energiforbrug på UV-lys og pumper til recirkulering af RO-vand er ligesom lagunepumperne estimeret på baggrund af skøn, eksisterende data for lignende anlæg og direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger og er derfor forbundet med større usikkerhed (Tabel 32). Af de økonomiske parametre er det igen vedligehold, investeringsomkostninger og rentesatsen, der er forbundet med usikkerhed (Tabel 33).

TABEL 32 PARAMETRE BENYTTET TIL AT BEREKNE MILJØPÅVIRKNINGER OG TILKNYTTET USIKKERHED FOR TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE, FOR BAU OG RINGL. PARAMETERUSIKKERHEDEN ER ANGIVET SOM LILLE, MEDIUM ELLER STOR USIKKERHED.

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Energi- og vandforbrug/tab	Grundvands indvinding	x		
		Vandbehandling	x		
		Distribution	x		
	Vand	Genbrug af RO-vand		x	
Trin 2 Mejeri	Energi	UV-lys			x
		Pumpe, RO-vand			x
Trin 3 Lagune	Energi	Lagunepumpe			x

TABEL 33 ØKONOMISKE PARAMETRE OG TILKNYTTET USIKKERHED FOR TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI OG TRIN 3 LAGUNE, FOR BAU OG RINGL. PARAMETERUSIKKERHEDEN ER ANGIVET SOM LILLE, MEDIUM ELLER STOR USIKKERHED.

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Indtægter	Drikkevand	x		
	Udgifter	Elektricitet	x		
	Indtægter	Mejeriprodukter	x		
		Drikkevand	x		
Trin 2 Mejeri	Udgifter	Elektricitet			x
		Vedligehold			x
		Investering		x	
		Rentesats		x	
Trin 3 Lagune	Udgifter	Lagunepumpe			x

De samme scenarie- og modelusikkerheder som benævnt i case 1 eksisterer for denne case.

Desuden kan forbruget af kemikalier potentielt set variere i Trin 2 Mejeri fra BAU til RINGL, da der muligvis skal bruges ekstra kemikalier til CIP af den nye ringledning. Et eventuelt kemikalieforbrug vil først blive kendt når systemet er kørt ind. Forbruget er derfor antaget at være uændret og er ikke evalueret nærmere i sensitivitetsanalysen. Enhedsprisen for el er ikke forbundet med usikkerhed, men eftersom energiforbruget til UV-lys, RO-vandpumpen og lagunepumpen er forbundet med stor usikkerhed bliver udgifterne til el også forbundet med usikkerhed.

Parametersensitivitet

Parametre, scenarie- og modelvalg fra Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri og Trin 3 Lagune blev udvalgt som særligt usikre og kategoriseret ud fra hvordan resultatet påvirkes (Tabel 34).

TABEL 34 PARAMETRE/SCENARIEVALG UDVALGT TIL YDERLIGERE SENSITIVITETSANALYSE. KF STÅR FOR KARAKTERISERINGSFAKTOR.

Usikkerhed	Påvirkning		
	Grundvandsressourcen	Drivhuseffekt	Value Added
Parameter		Lagunepumpe	Lagunepumpe
		UV-lys	UV-lys
		Pumpe, RO-vand	Pumpe, RO-vand
			Investering
			Vedligehold
			Rentesats
Scenarie/Model	WSI (kf)	Kul/Vind (kf)	

De udvalgte parametre blev enkeltvist øget med 10 % for at vurdere deres effekt på det samlede resultat i henhold til Lign. 8 - for RINGL (tabel 35):

TABEL 35 SENSITIVITETSBRØKEN FOR DE OTTE PARAMETRE FOR RINGL VISER DEN RELATIVE PÅVIRKNING AF RESULTATET I FORHOLD TIL PARAMETEREN. NEGATIVE SR-VÆRDIER INDIKERER AT RESULTATET PÅVIRKES I NEGATIV RETNING NÅR PARAMETER-VÆRDIEN ØGES - OG MODSAT.

KFV	SR		
	Grundvandsressourcen	Drivhuseffekt	Value Added
Vind	-	1,00	-
WSI	1,00	-	-
Investering	-	-	-0,32
Vedligehold	-	-	-0,19
Rentesats	-	-	-0,06
Energi, RO-vandpumpe	-	4,40	-0,26
Energi, Lagunepumpe	-	-1,28	-0,06
Energi, UV-lys	-	0,11	-0,06

Det overordnede resultat er særligt følsomt over for energiforbruget til recirkuleringspumpen (RO-vand) (SR = 4,4). Sensitivitetsanalysen for lagunepumpen viser, at der er en modsatrettet effekt af resultat og parameter da der er tale om en sparet udledning ved overgangen fra BAU til RINGL.

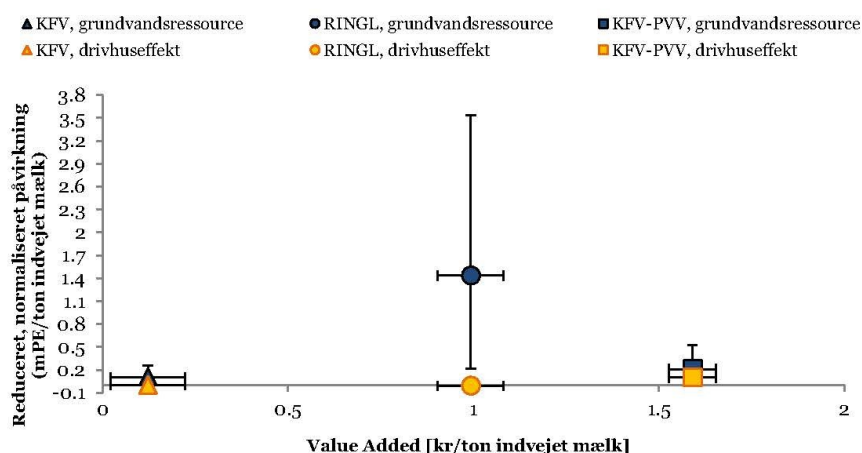
RINGL påvirker grundvandsressourcen i positiv retning og drivhuseffekten i negativ retning. Ændring af normaliseringsfaktoren for grundvandsressourcen, vil ikke ændre på det overordnede resultat. Selv hvis den nationale WSI var dobbelt så stor som antaget her ville besparelsen af vand opgjort i PE stadig langt overgå de ekstra udledninger af drivhusgasser.

Det overordnede resultat af sensitivitetsanalysen for RINGL viser, at det særligt er usikkerheden omkring energiforbruget på pumperne, der påvirker analyseresultatet. I denne case er miljøpåvirkningen af drivhuseffekten dog flere størrelsesordner mindre end påvirkningen af grundvandsressourcen (opgjort i PE) og denne usikkerhed vil derfor ikke ændre ved den endelige vurdering af teknologien, som viser at reduktionen i vandforbrug er markant større end den øgede CO₂-udledning.

3.4 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet for Case 1 og 2

Ved at kombinere vurderingen af miljøpåvirkninger med analysen af økonomisk VA for aktørerne defineret inden for systemafgrænsningen, er det muligt at beskrive hvorvidt eco-efficiency potentialet øges med de foreslåede tiltag til vandreduktion hos Thise, dvs. en øget nytteværdi i kombination med en reduceret miljøbelastning.

Eco-efficiency potentialet i relation til de inkluderede miljøpåvirkninger, drivhuseffekt og grundvandsressource blev beregnet for KfV, KfV-PVV og RINGL og sammenholdt (Fig. 19). De største parameter-/scenarie-/modelusikkerheder for hvert enkelt scenarie er angivet ved fejllinjer. For Value Added er fejlmargenen angivet ved +/- 10 % variation af parametrene: Vedligehold (KfV), "Energ, pladevarmeveksler" (KfV-PVV) og Investering (RINGL). For reduceret påvirkning af grundvandsressourcen er fejlmargenen angivet ved ændring af WSI til henholdsvis 0,02 og 0,32 og for reduceret påvirkning af drivhuseffekt er fejlmargenen angivet ved at ændre den marginale energiproducent fra kul til vind.



FIGUR 19 ECO-EFFICIENCY POTENTIALT BEREGET FOR DE TRE SCENARIER, KfV, KfV-PVV OG RINGL I RELATION TIL BAU. DE HORISONTALE FEJLLINJER VISER DEN STØRSTE PÅVIRKNING VED +/- 10 % VARIATION AF PARAMETRE FRA SENSITIVITETSANALYSEN DER PÅVIRKER VA. DE VERTIKALE FEJLLINJER VISER PÅVIRKNING VED AT ÆNDRE KARAКТERISERINGSFAKTOR FRA KUL TIL VIND (DRIVHUSEFFEKT) OG VED AT BENYTTÉ MIN-MAX DEFINEREDE WSI-VÆRDIER (GRUNDVANDSRESSOURCE).

Scenariene KfV og KfV-PVV har begge et højere eco-efficiency potentiale end BAU, eftersom teknologierne resulterer i reducerede miljøpåvirkninger og øget Value Added. Eco-efficiency potentialet for KfV er dog kun marginalt større end BAU, mens KfV-PVV er betydeligt større eftersom besparelserne på drikkevand og elektricitet overgår de nye investerings- og vedligeholdelsesudgifter, hvorved VA stiger betragteligt (Fig. 19).

RINGL resulterer i den største reduktion af forbrug af grundvandsressourcen, men teknologien introducerer til gengæld øget drivhusgasudledninger. Sammenlignes de to normaliserede påvirkninger direkte, er den negative påvirkning af drivhuseffekten dog langt mindre end det positive bidrag til grundvandsressourcen og scenariet kan således samlet siges at have et højere eco-efficiency potentiale end BAU.

Analyse af eco-efficiency potentialet viser således at KfV-PVV introducerer den største forøgelse af VA, mens RINGL samlet set resulterer i det største positive bidrag til miljøpåvirkningen, ved at reducere forbruget af drikkevand.

Fejllinjerne indikerer hvorledes resultaterne påvirkes ved ændring af parametre eller scenarie-/modelvalg. Ved de udvalgte og illustrerede fejlmargener vurderes det at usikkerheder ikke vil påvirke de overordnede konklusioner.

Analysen er foretaget som en del af projektet "Vandeffektive mejerier" med særligt fokus på vandbesparelser, og RINGL viser sig i den forbindelse som den mest effektive løsning af de tre alternativer. Eftersom Thise ikke er lokaliseret et sted i Danmark med høj WSI, er det ikke så aktuelt, set fra et miljøperspektiv, at spare på vandressourcen for derimod at udlede ekstra drivhusgasser. I så fald fremstår KfV-PVV som det bedste alternativ, da der i dette scenarie spares på vandressourcen såvel som udledning af drivhusgasser og VA er samtidig ca. 42 % større end RINGL.

4. HOCO

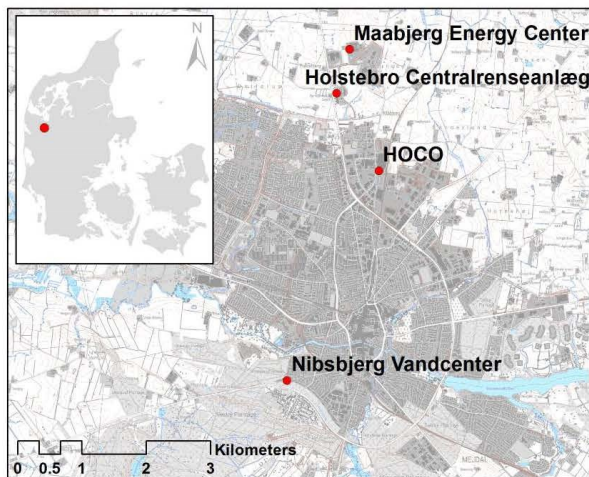
4.1 Baggrund og motivation

HOCO mejeri hører under Arla Foods og er placeret i Holstebro i det nordvestlige Jylland (Fig. 20). HOCO modtager råmælk direkte fra landmændene og skiller fløde og mælkeproteiner fra. Herfra køres fløden til Holstebro Mejeri, som producerer smør og Kærgården og overskuddet - kærnemælken - pumpes til Holstebro Flødest. HOCO modtog i 2015 530.000 tons råmælk og producerede omkring 17.300 tons mælkepulver og 46.800 tons fløde (Nielsen 2016).

HOCO modtager vand og energi og udleder spildevand til enheder under Vestforsyningen. Mejeriets største ressourceforbrug og udledninger for 2015 er angivet i Tabel 36.

TABEL 36 HOCOS STØRSTE RESSOURCESTRØMME I 2015.

Største ressourcestrømme og udledninger	2015
Indvejet råmælk	530.000 ton
Drikkevand	544.099 m ³
Spildevand	624.735 m ³
Slam	18.400 m ³
Overskydende valle (til biogasproduktion)	50.000 m ³
Varme	112.539 MWh
Energi	41.705 MWh



FIGUR 20 PLACERING AF HOCO I FORHOLD TIL RELEVANTE AKTØRER I ECO-EFFICIENCY ANALYSEN.

HOCO modtager drikkevand til produktionen fra Nibsbjerg Vandcenter (88 %) og bynettet (12%), som er et mix af vand fra forskellige vandværker. Deres vandforbrug var næsten 1:1 i forhold til

mængden af indvejet mælk i 2015 (Tabel 36). De største mængder vand benyttes til skylning ved produktion af kasein, CIP af udstyr og ved diafiltrering og standardisering (Hansegaard 2013).

Deres spildevand udledes til Holstebro Centralrenseanlæg og var i 2015 i forholdet 1,18:1 ton indvejet råmælk. Valle og slam fra produktionen på HOCO afhentes af Maabjerg Energy Center hvor det benyttes i biogasproduktionen. Transporten er uden omkostninger for HOCO. Maabjerg Energy Center er et konsortium mellem DONG Energy, Novozymes, Struer Forsyning og Vestforsyningen. Anlægget producerer bioethanol, biogas, samt el og fjernvarme. HOCOs energiforbrug pr. ton indvejet mælk var 79 kWh i 2015 og energien leveres af Vestforsyningen.

HOCO er underlagt en vejledende regulering angående udledning af spildevand til renseanlægget på 620.000 m³ om året, med et maksimalt flow på 120 m³/time. I 2015 førte overskridelser af grænseværdier for udledt kvælstof (N) og fosfor (P) til øgede udgifter for HOCO i form af særbidrag til Holstebro Centralrenseanlæg. HOCO er således i en situation hvor en øget produktion bør ske uden yderligere spildevandsproduktion. For at muliggøre en udvidelse af mejeriproduktionen uden yderligere hensyntagen til deres spildevandsproduktion, er det blevet foreslået at implementere et lokalt renseanlæg på HOCO ved hjælp af Grundfos MBR-teknologien "Biobooster".

Rensning af spildevand ved brug af membran bioreaktorer (MBR) er et længe anerkendt princip, men har grundet høje investerings- og driftsomkostninger ikke været bredt anvendt. Videreudvikling af teknologien, samt øget fokus og krav til kvaliteten af det rensede vand har imidlertid resulteret i mere konkurrencedygtige og fleksible løsninger (Jørgensen et al. 2010). Et MBR-anlæg fungerer som et konventionelt aktiv slam renseanlæg. I MBR-anlægget sker separation af det rensede spildevand fra aktiv slam ved membranfiltrering, i stedet for ved sedimentation i efterklaringstanke. Dette er et afgørende skridt fremad med hensyn til kvaliteten af det rensede spildevand, eftersom MBR-teknologien markant reducerer indholdet af organisk materiale, ammonium, fosfor, partikler, bakterier og vira i forhold til konventionel behandling (Radjenović et al. 2008).

Decentral spildevandsbehandling med MBR-teknologi på HOCO resulterer i højere kvalitet af det rensede spildevand, der sendes til Storåen, med udløb i Nissum fjord. MBR-enheden leveres i 6 meter lange containere og kan designes til det aktuelle spildevandsflow og efterfølgende udvides eller reduceres ved ændret behov (Grundfos BioBoosterA/S n.d.).

Ved tilføjelse af omvendt osmose-teknologi (RO) til MBR-anlægget er det muligt at opnå vand af drikkevandskvalitet. Ved at føre vandet med stort tryk igennem en semipermeabel membran fjernes mikroorganismer, organisk materiale og 98-99% af vandets salte (Silhorko A/S n.d.). Membranprocessen resulterer dog i korrosivt permeat med lav alkalinitet og stabilisering af vandet ved remineralisering og pH-justering er nødvendigt for opnå drikkevandskvalitet. Tilføjelse af et RO-anlæg til MBR-teknologien muliggør genbrug af spildevand fra mejeriproduktionen på HOCO og mejeriet kan således både reducere deres spildevandsudledning og deres forbrug af drikkevand ved denne løsning.

I det følgende beskriver vi hvordan implementering af MBR alene og MBR efterfulgt af RO på HOCO blev undersøgt ved brug af data fra 2015. Fordele og ulemper ved teknologierne blev analyseret ud fra en vurdering af deres miljøpåvirkning og påvirkning af Value Added for samtlige involverede aktører, set i forhold til central spildevandsbehandling ved business-as-usual. Ved at analysere miljøpåvirkning og økonomi for de forskellige scenarier, blev det muligt at vurdere teknologiernes overordnede eco-efficiency potentiale.

Analyse af Eco-efficiency potentialet blev således vurderet for implementering af:

- Decentral spildevandsrensning på HOCO

Med underliggende scenarier:

- 1) Business-as-usual (BAU)
- 2) Decentral spildevandsrensning med udledning til Storå (GBB-UDL)
- 3) Decentral spildevandsrensning med genbrug af RO-vandet (GBB-GENB)

For GBB-UDL renses spildevandet og udledes til Storåen. Anlægget tænkes designet til at opnå koncentrationer af COD < 75 mg/L, N < 8 mg/L og P < 1 mg/L, som er grænseværdier for udledning til recipient (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

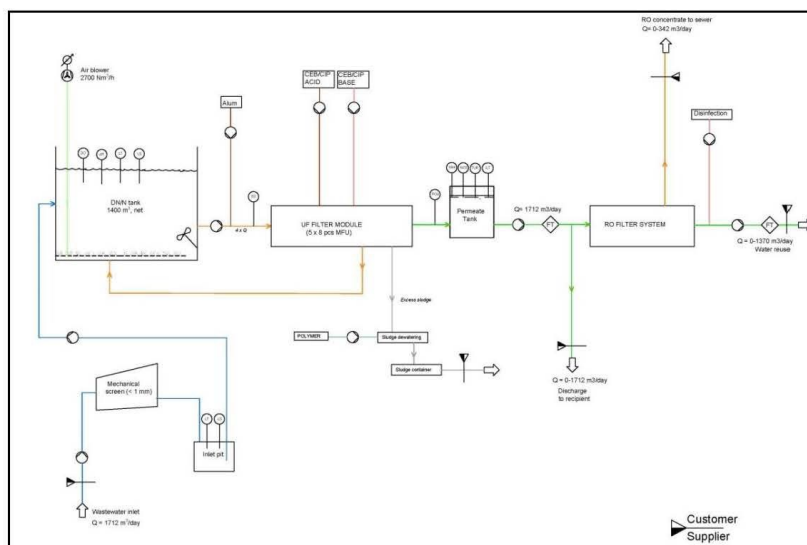
GBB-GENB udvides yderligere med RO-filtrering så vandet opnår kvalitet til genbrug på HOCO. Det antages, at alt RO-vand kan bruges og der ses bort fra evt. lovgivningskrav og regulering vedrørende brugen af rensat spildevand som drikkevand i fødevareproduktion.

4.2 Case 3: Decentral spildevandsrensning

I 2015 udgjorde spildevand fra HOCO 11 % af den totale mængde spildevand til Holstebro Centralrenseanlæg (5,881,556 m³). Mejeriets udgifter til afledning af spildevand var omkring 10,6 mio. kr i spildevandsbidrag, mens overskridelser af udledning af N og P resulterede i et særbidrag på ca. 173.000 kr (Vestforsyningen 2015).

Et GBB-anlæg kan designes specifikt til HOCOs behov og kan opbygges med henblik på at rense spildevandet til en kvalitet, der er acceptabel for udledning til naturen eller til en kvalitet, der svarer til drikkevandskvalitet (Poudel 2015).

Anlægget opbygges så spildevand fra mejeriet pumpes til mekanisk screening for at fjerne store partikler (1,5 mm) (Fig. 21). Derfra pumpes vandet til en biologisk tank hvor vandet blandes med slam (bakterier) for biologisk behandling (Fig. 22).



FIGUR 21 OVERSICHT OVER GBB, MED OG UDEN RO-FILTRERING. ANLÆGGET ER DESIGNET BASERET PÅ SPILDEVANDSMÆNGDER OG FLOW FRA HOCO I 2015.



FIGUR 22 BIOLOGISKE TANKE, RØDKÆRSBRO (FOTO: SILLE LARSEN)

COD (BOD), N og P fjernes biologisk under aerobe og anaerobe forhold. En blæser sørger for ilt under aerobe faser og en mixer vil sørge for omrøring under anaerobe faser. P fjernes derudover ved tilsætning af aluminiumchlorid mellem tank- og membranenhed. Spildevandet fra den biologiske tank pumpes til en UF-membranenhed hvor slam adskilles fra det behandlede vand (Fig. 23).



FIGUR 23 UF-ENHED, RØDKÆRSBRO (FOTO: SILLE LARSEN)

Overskydende slam fra den biologiske tank pumpes til slamafvandings-enhed. Her tilsættes polymerer før det afvandes ved hjælp en slampresse. Afvandet slam afhentes og køres til biogasproduktion, mens vandet fra pressen returneres til GBB. Vand fra UF-enheden pumpes til permeat-tank og kvaliteten af vandet sikres ved online monitoring. Herfra kan det behandlede vand udledes til recipient (GBB-UDL).

Alternativt (GBB-GENB) pumpes vandet til et RO-anlæg for yderligere at fjerne opløste salte, bakterier, vira og uorganisk materiale.

RO-anlægget er designet således at permeatet fra UF-enheden ledes over et blødgøringsanlæg for at fjerne hårdheden. Derefter deles vandstrømmen op i 2 strenger der fødes til 2 parallelt installerede RO-anlæg som samlet kan behandle 71,3 m³/h (1712 m³/dag). RO-anlæggene er dimensioneret konservativt dvs. med reduceret flux og en reduceret vandudnyttelse (75%) for at undgå fouling (Dalsgaard 2016; Poudel 2016).

I GBB-GENB forudsættes det færdigbehandlede vand at have drikkevandskvalitet, og det antages at kunne genbruges i mejeriet uden restriktioner.

Det vil derfor være nødvendigt at stabilisere vandet ved remineralisering og pH-justering, da membranprocessen resulterer i korrosivt permeat (pH 4-6) med meget lav alkalinitet (~0 mg/L). Der findes flere metoder til stabilisering af vandet, hvoraf det mest almindelige er at hæve alkalinitet og kalciumniveauet ved tilsætning af kalk. En ofte benyttet metode er kombineret tilsætning af CO₂ og læsket kalk Ca(OH)₂. I dette projekt benyttes samme mængder CO₂ og Ca(OH)₂ som ved efterbehandling af afsaltet havvand (Rygaard et al. 2009).

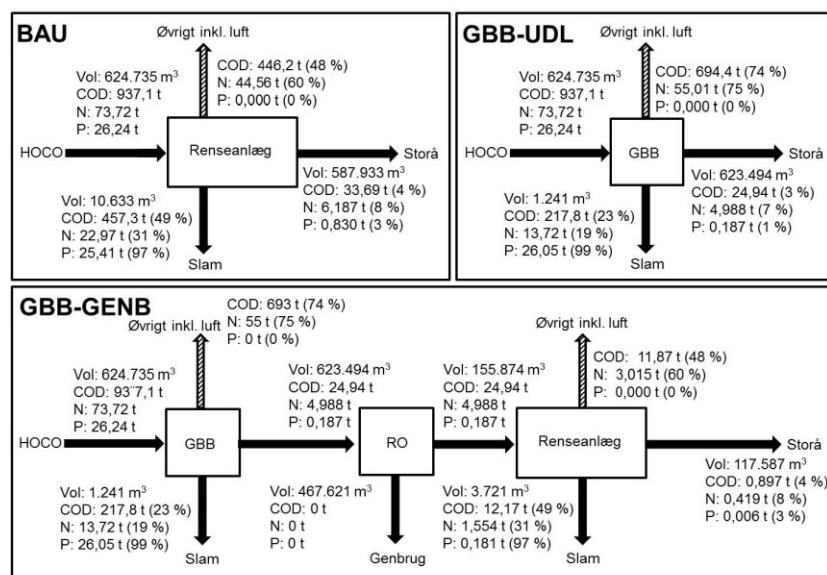
GBB-GENB repræsenterer decentral genanvendelse af spildevand i en fødevarer virksomhed.

4.2.1 Systemafgrænsning

Systemet blev afgrænset ved at identificere relevante aktører og processer, hvor ændringer sker ved implementering af GBB-UDL og GBB-GENB. Forbrug i forgrunden af systemet er baseret på gennemsnitstal fra de involverede aktører fra 2015. Forbrug i baggrunden er baseret på gennemsnitlige tal fra ecoinvent version 3.0. Systemafgrænsningen af mejeriproduktionen er "gate-to-retail" (fra indvejning af råmælk til levering) og produktion af råmælk, samt distribution og slutdisponering af mejeriprodukter er derfor udeladt.

Det vurderes at vandforbruget, herunder vandværket som aktør, vil være relevant at medtage i forgrundssystemet, da andelen af Nibsbjergs vandproduktion, der går til HOCO, falder fra 22 % til 3 % i GBB-GENB. Vandforbruget i GBB-UDL vil til gengæld være uændret, men medtages for at kunne sammenligne resultaterne. Produktion af elektricitet blev ikke medtaget i forgrunden, da Vestforsyningen som leverer elektricitet, handler på et "internationalt" marked, der ikke antages påvirket af ændringer på HOCO. Kemi til pH-neutralisering, CIP og udfældning af P leveres af Ecolab og Kemira. Med årlige omsætninger på mere end 13,5 mia. \$ (Ecolab 2015) og 2,7 mia. \$ (Kemira 2015) udgør salg af produkter til HOCO og Vestforsyningen under 1 % af omsætningen og produktionen af kemi er derfor ikke medtaget i forgrunden. Decentral spildevandsrensning på HOCO ville have stor betydning for driften på Holstebro Centralrenseanlæg. Målt i vandføring står HOCO for omkring 11 % af den samlede belastning og med ca. 20 % målt i COD. Derudover er spildevandet fra HOCO ca. 25 grader varmt og som konsekvens heraf bliver vandet i procestankene aldrig under 11 grader, hvilket er fordelagtigt for stofomsætningen (Agerbo 2016). Holstebro Centralrenseanlæg er således en afgørende aktør i analysen.

På baggrund af årlige gennemsnit fra HOCO (Nielsen 2016), Holstebro Centralrenseanlæg (Agerbo 2016) og estimater fra Grundfos (Poudel 2016) blev der lavet en massebalance for de tre scenarier (Fig. 24).



FIGUR 24 MASSEBALANCE FOR DE TRE SCENARIER BAU, GBB-UDL OG GBB-GENB. TALLENE DER REPRÆSENTERER UDLEDNING FRA HOLSTEBRO CENTRALRENSEANLÆG ER BASERET PÅ 2015 DATA OG SKALERET PÅ BAGGRUND AF HOCOS BIDRAG TIL COD (20 %), N (22 %) OG P (39 %) I INDLØBET (AGERBO 2016).

Beregninger af kvælstof i ind og udløb fra GBB og renseanlæg viser, at GBB har en højere omsætning af kvælstof (75 %) i forhold til renseanlægget (60 %) (Fig. 24). Det samme er gældende for COD. Omsætning af COD på renseanlægget er meget lav i forhold til normalt (25-35 %) (Poulsen 2016), men data stammer fra Vestforsyningen og antages at være retvisende. Det skal dog bemærkes at tallene fra Vestforsyningen angiver at 3 % P udledes til Storåen og 94 % fjernes i slammet, hvilket efterlader 3 % P i systemet. Eftersom P ikke afgasser, må de sidste 3 % nødvendigvis findes i slammet eller det rensede spildevand til Storåen og vi har i dette tilfælde antaget at de fjernes med slammet. I MBR-systemer, såsom GBB, er det muligt at øge indholdet af organisk materiale, der ledes til systemet, da systemet ikke afhænger af bundfældning i efterklaringstank. Den øgede koncentration af biomasse giver mulighed for mere effektiv fjernelse af både opløste og uopløste biologisk nedbrydelige stoffer, selv ved højere flow. Øget opholdstid for slam, resulterer samtidig i øget fjernelse af N, P og COD (Metcalf & Eddy 2004; Radjenović et al. 2008).

På baggrund af massebalancen vurderes det, at udledning af næringsstoffer til Storåen varierer fra scenarie til scenarie og næringssaltsbelastning af både ferskvand og hav er derfor inkluderet i analysen, da Storåen løber ud i Nissum fjord.

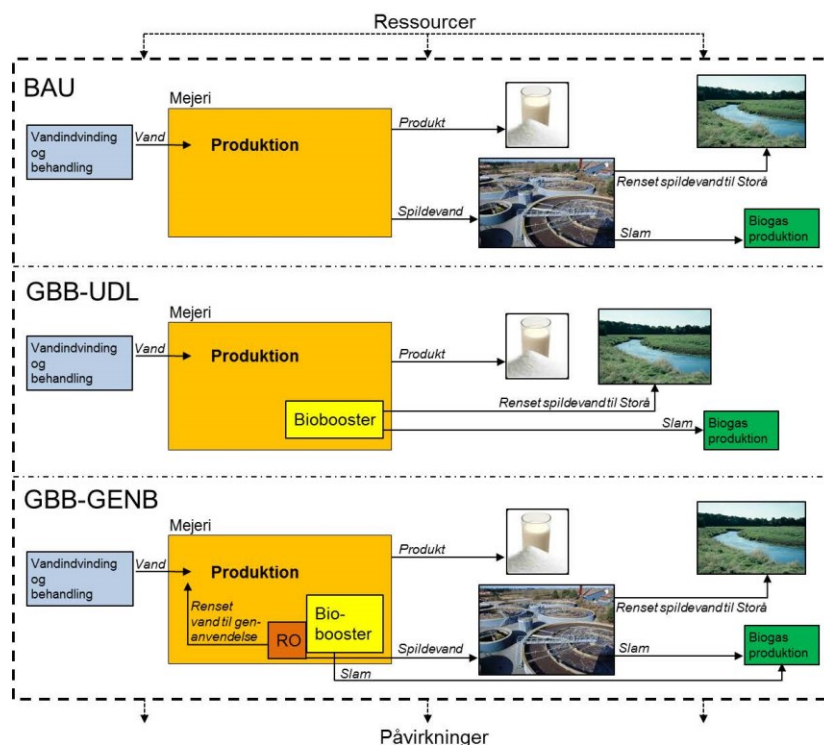
Spildevandsbehandling på Holstebro Centralrenseanlæg og GBB foregår ved biologisk rensning, hvor CO_2 udledes ved mikrobiel respiration, N_2O (lattergas) under nitrifikation- og denitrifikationsprocesser og CH_4 ved anaerob nedbrydning (Mannina et al. 2016). CO_2 -udledning fra spildevandsbehandling er biogent og skal således ikke inkluderes i miljøanalysen for drivhuseffekt (Doorn et al. 2006). Indholdet af COD i mejeri-spildevand er højt og udledningspotentialet af CH_4 under biologisk rensning er således stort (Doorn et al. 2006). Omsætning af COD varierer ved brug af GBB i forhold til traditionel spildevandsrensning på Holstebro Centralrenseanlæg og udledning af CH_4 er derfor inkluderet. Ved nitrifikation og denitrifikation iltes kvælstof til nitrit (NO_2^-) eller nitrat (NO_3^-), hvorefter det reduceres til frit kvælstof (N_2) og lattergas. Der eksisterer meget lidt dokumentation for udledning af den kraftige drivhusgas N_2O ved spildevandsbehandling (Mannina et al. 2016) og udledning af N_2O er derfor fuldstændig udeladt i nærværende analyse, under antagelse af at N_2O -udledning ikke varierer signifikant mellem de tre scenarier.

Produktionen af biogas varierer ved implementering af GBB, da slamproduktion målt i COD reduceres med ca. 50 % (Fig. 24). Maabjerg Energy Center er derfor medtaget i analysen som aktør. Det antages dog at rør og pumper der leder slam fra Holstebro Centralrenseanlæg til Maabjerg Energy Center er i brug uanset om HOCO bidrager med spildevand til renseanlægget eller ej og vedligeholdelsesudgifter er således antaget at være konstante mellem de tre scenarier og udelades.

Det samlede systems miljøpåvirkning beskrives ved hjælp af påvirkningskategorierne: Drivhuseffekt, næringssaltsbelastning for ferskvand og hav, og forbrug af vandressourcer.

Value Added beregnes for samtlige aktører inkluderet i analysen; Nibsbjerg Vandcenter, HOCO, Holstebro Centralrenseanlæg og Maabjerg Energy Center og slutteligt skal alle ressourceforbrug, udledninger og Value Added normeres til den funktionelle enhed, ton indvejet mælk (530.000 tons).

Systemafgrænsningen for analysen af BAU, GBB-UDL og GBB-GENB er illustreret i Fig. 25.



FIGUR 25 OVERSIGT OVER BAU, OG DE TO SCENARIER GBB-UDL OG GBB-GENB FOR CASE 3 PÅ HOCO MEJERI.

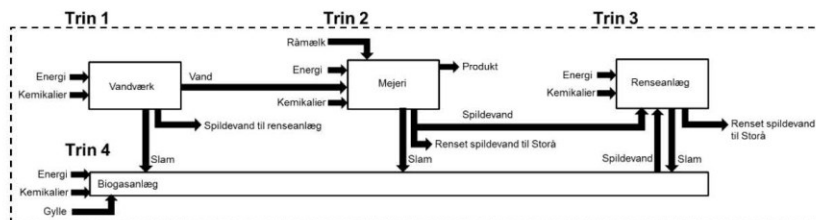
4.2.2 Livscykluskortlægning

Ressourceforbrug og udledninger er kortlagt for de fire LCA trin: 1) Vandindvinding og behandling på Nibsbjerg, 2) Mejeriproduktion på HOCO, 3) Spildevandsbehandling på Holstebro Centralrenseanlæg og 4) Biogasproduktion på Maabjerg Energy Center (Fig. 26).

BAU

BAU repræsenterer forbrug og udledninger for samtlige aktører i analysen, ved produktion af fløde og proteinpulver på HOCO i 2015.

Data blev indhentet og estimeret for Nibsbjerg Vandcenter, HOCO, Holstebro Centralrenseanlæg, Maabjerg Energy Center og GBB og er baseret på gennemsnitstal (Dam 2016; Nielsen 2016; Agerbo 2016; Mose 2016; Poudel 2016; Dalsgaard 2016).



FIGUR 26 SKITSE AF PROCESSER DER INDGÅR I DE FIRE LCA TRIN FOR IMPLEMENTERING AF VANDEFFEKTIVE TEKNOLOGIER PÅ HOCO.

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

50

Trin 1 Vandværk

Nibsbjerg Vandcenter producerede 2.439.022 m³ drikkevand i 2015. Heraf blev 544.099 m³ (22 %) leveret til HOCO. Vandværket åbnede i 2010 og er opbygget med behandling i lukkede tanke.

Flygtige stoffer som metan og svovlbrinte udledes frit uden registrering.

I 2015 blev der brugt 14.151 m³ skyllevand, hvoraf 5 % blev hældt i kloakken og resten blev efter henstand i afklaringsstank sendt til regnvandsledning med udløb i Storåen. Der blev pumpet 567 m³ slam til kloaksystemet. Det samlede energiforbrug på vandværket var 447.761 kWh svarende til 0,18 kWh/m³ udpumpet drikkevand. Det er antaget, at der er et vandtab mellem boring og vandværk på ca. 1 % af de udpumpede mængder vand og at vandtabet i ledningsnettet er 8 % (Christensen 2016).

Forbrug på Nibsbjerg er skaleret til forbrug på HOCO som en størrelsesbetragtning af forbrug og udledninger (Tabel 37).

TABEL 37 VANDINDVINDING, BEHANDLING OG DISTRIBUTION PÅ NIBSBJERG VANDCENTER SKALERET TIL FORBRUG PÅ HOCO (BAU). ELEKTRICITET ER ANGIVET SOM SAMLET ENERGIFORBRUG FOR INDVINDING OG BEHANDLING.

Trin 1 Vandværk	Element	Mængde	Enhed	Reference
Grundvandsindvinding	Grundvand, oppumpet	600.702	m ³	Skive vand
	Drikkevand	594.695	m ³	
Vandbehandling og distribution	Drikkevand, ind	594.695	m ³	Vestforsyningen
	Elektricitet	99.887	kWh	
	Slam	126	m ³	Skive vand
	Vandtab, ledning	47.313	m ³	
	Skyllevand, ud	3.157	m ³	
	Drikkevand, ud	544.099	m ³	HOCO

Trin 2 Mejeri

Kortlægning af forbrug og udledninger fra HOCO er beskrevet i afsnit 4.1 (Tabel 36). Der er derudover et forbrug af kemikalier til pH neutralisering (Tabel 38).

TABEL 38 OVERORDNEDE FORBRUG PÅ HOCO AF SYRE TIL PH NEUTRALISERING AF SPILDEVAND INDEN DET SENDES TIL HOLSTEBRO CENTRALRENSEANLÆG (NIELSEN 2016).

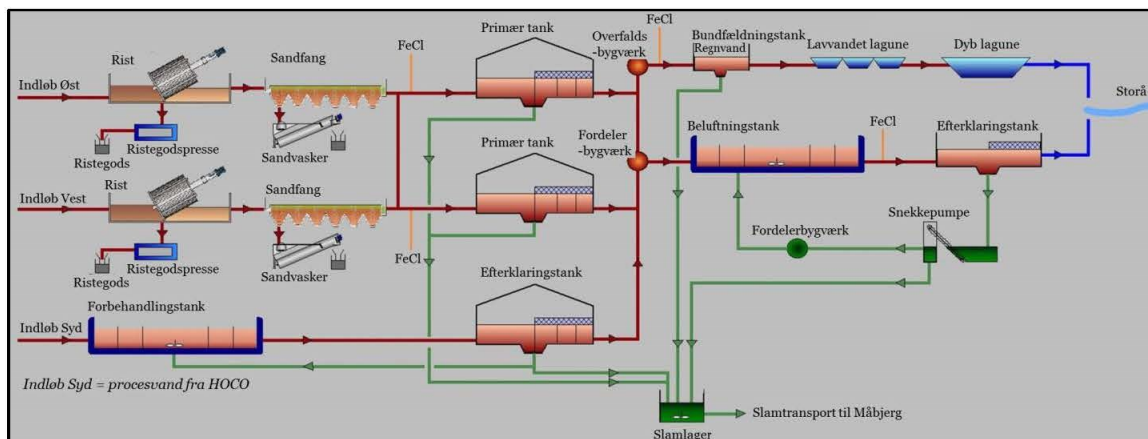
Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed
Spildevandsbehandling	Syre til pH reduktion, HNO ₃	70.000	kg

Trin 3 Renseanlæg

Holstebro Centralrenseanlæg modtog 5.881.556 m³ spildevand i 2015 (Tabel 39), med en belastning på 110.000 PE/dag. Heraf blev 624.735 m³ (11 %) og ca. 20 % af PE leveret af HOCO. I 2015 havde renseanlægget et energiforbrug på 3.040.000 kWh, svarende til 0,52 kWh/m³ indpumpet spildevand. Renseanlægget har en separat indgang (Indgang Syd) til proces-spildevand fra HOCO (Fig. 27). Renseanlægget og Maabjerg Energy Center er forbundet via rør og to pumper med et årligt forbrug på 89.334 kWh pumper slam mellem de to anlæg.

TABEL 39 TOTALT IND- OG UDLØBSDATA FRA HOLSTEBRO CENTRALRENSEANLÆG FOR 2015 (AGERBO 2016). COD I SLAM ER BEREGNET BASERET PÅ EN OMRÆGNINGSFAKTOR PÅ 0,9 G TØRSTOF/G COD (HENZE ET AL. 1999).

	Indløb (til renseanlæg)	Udløb (til Storå)	Slam (til Maabjerg)
Flow	5.881.556 m ³	5.546.102 m ³	100.300 m ³ (2100 t)
COD	4.782 t	172 t (31 mg/L)	~2.333 t (2.100 t TS)
N	337 t	28 t (5,1 mg/L)	105 t
P	67 t	2 t (0,382 mg/L)	63 t



FIGUR 27 OVERSIGTSKORT OVER RENSEPROCESSEN PÅ HOLSTEBRO CENTRALRENSSEANLÆG. INDLØB SYD ER KUN SPILDEVAND FRA HOCO.

Forbrug på Holstebro Centralrenseanlæg er skaleret til forbrug i forbindelse med behandling af spildevand fra HOCO ud fra en størrelsesbetragtning af forbrug og udledninger (Tabel 40).

TABEL 40 FORBRUG VED BEHANDLING AF SPILDEVAND PÅ HOLSTEBRO CENTRALRENSSEANLÆG SKALERET TIL BIDRAG FRA HOCO (BAU).

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	Spildevand	624.735	m ³
	Slam	10.654	m ³
	Elektricitet, behandling	313.418	kWh
	Elektricitet, slampumpe	9.489	kWh
	Jernklorid (JKL)	45	m ³
	Aluminiumklorid (PAX)	43	m ³

Værdier for COD, N og P i spildevandet fra HOCO til Holstebro Centralrenseanlæg er angivet i Tabel 41. Mængderne svarer til henholdsvis 20, 22 og 39 % af total COD, N og P i indløbsvandet til renseanlægget og det er derfor antaget at HOCO bidrager med 20, 22 og 39 % af mængderne, der udledes til Stora som rensat spildevand og pumpes som slam til Maabjerg Energy Center (Tabel 41).

TABEL 41 INDLØB TIL HOLSTEBRO RENSEANLÆG FRA HOCO, UDLØB TIL STORÅ OG SLAM TIL MAABJERG ENERGY CENTER SKALERET TIL BIDRAG FRA HOCO (BAU). COD I SLAM ER BEREGNET BASERET PÅ EN OMREGNINGSFAKTOR PÅ 0,9 G TØRSTOF/G COD (HENZE ET AL. 1999).

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed	Reference
Spildevand fra HOCO til rensesanlæg	Flow	624.735	m ³	HOCO
	COD _{md}	1500,00	mg/L	
		937,10	ton	
	N _{md}	118,00	mg/L	
		73,72	ton	
	P _{md}	42,00	mg/L	
Renset spildevand fra rensesanlæg til Storå	Flow	589.103	m ³	Beregning baseret på bidrag fra HOCO af total mængde (Tabel 26): COD = 20 % N = 22 % P = 39 %
	COD _{ud}	57,19	mg/L	
		33,69	ton	
	N _{ud}	10,50	mg/L	
		6,19	ton	
	P _{ud}	1,41	mg/L	
Slam fra rensesanlæg til Maabjerg Energy Center	Flow	10.633	m ³	
	COD	~456 (411 t TS)	ton	
	N	23	ton	
	P	25	ton	

Estimering af CH₄-udledning ved anaerob behandling af spildevand på rensesanlægget blev foretaget ved brug af IPCC's beregningsmetode (Doorn et al. 2006) (Lign. 9):

$$CH_4(kg/\text{år}) = (TOS - S - V) \cdot B \cdot MCF$$

Hvor

TOS = total mængde organisk materiale i spildevand (kg COD/år)

S = organisk materiale fjernet med slam (kg COD/år)

V = organisk materiale fjernet med vand (kg COD/år)

B = maksimale CH₄-producerende kapacitet (kg CH₄/kg COD)

MCF = metan-korrektionsfaktor

B (0,25 kg CH₄/kg COD) og MCF (0,3) blev brugt som angivet af IPCC (Doorn et al. 2006) og TOS, S og C (Tabel 41) blev benyttet til beregning af CH₄-udledning fra Holstebro Centralrensesanlæg (Tabel 42).

TABEL 42 UDLEDNING AF CH₄ FRA ANAEROB SPILDEVANDSRENSNING PÅ HOLSTEBRO CENTRALRENSANLÆG.

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	CH ₄ -udledning	33.462	kg

Trin 4 Biogasanlæg

Maabjerg Energy Center producerede omkring 20-21 mio. m³ biogas i 2015. Af denne mængde produceredes langt størstedelen fra husdyrgødning og biomasseaffald (Mose 2016).

Slammet fra rensesanlægget er et mix af primært og sekundært slam og har et biogaspotentiale på 320 m³/ton tørstof (TS) (Mose 2016). I 2015 blev der produceret ca. 672.000 m³ biogas fra slam fra

Holstebro Centralrenseanlæg. HOCO stod for 20 % af det samlede indløb af COD til Holstebro Centralrenseanlæg og det antages at 20 % svarende til 134.400 m³ biogas blev produceret af slam fra HOCO. Heraf skal en del anvendes som procesvarme til opvarmning af biomassen, varmetab og brug andre steder på anlægget. Beregning af energiforbrug ved opvarmning af slam i reaktortanken og varmetab er baseret på (Lign. 10):

$$Q_1 = WC(T_2 - T_1)$$

Hvor

Q_1 = procesvarme til opvarmning af biomasse (kJ/år)

W = vægten af slam (antaget at være den samme som vand, 1000 kg/m³) (kg/år)

C = specifik varmekapacitet i slam (antaget at være den samme som vand) (4,186 kJ/kg.°C)

T_2 = driftstemperatur i reaktor (37 °C)

T_1 = gennemsnitstemperatur af slam (12 °C)

(Turovskiy & Mathai 2005, p.197; Appels et al. 2008)

Det er antaget at reaktoren kører 365 dage om året med et varmetab svarende til 0,5 °C/dag. For én m³ biogas opnås ca. 1,5 kWh el og 2 kWh varme (Whiting & Azapagic 2014). Den resulterende mængde biogas produceret af slam fra HOCO og bidraget til el og varmeproduktionen er angivet i Tabel 43. Procesvarme og varmetab er beregnet til at udgøre 37 % af den samlede biogasproduktion.

TABEL 43 BEREGNET BIOGASPRODUKTION, FORBRUG OG VARMETAB PÅ ANLÆGGET OG FORDELINGEN AF PRODUCERET EL OG VARME SKALERET TIL BIDRAG FRA HOCO (BAU).

Trin 4 Biogasanlæg	Element	Mængde	Enhed
Biogasproduktion	Biogas produktion	131.427	m ³
	Biogas brugt til procesvarme og varmetab	48.800	m ³
	El	120.776	kWh
	Varme	165.446	kWh

MEC sendte 180.000 m³ spildevand retur til Holstebro Centralrenseanlæg i 2015. Eftersom biogasproduktionen skaleret til HOCOs bidrag er 0,6 % af den samlede biogasproduktion, antages mængden af spildevand fra Maabjerg Energy Center ikke at variere fra scenarie til scenarie og er derfor udeladt.

Der er varierende forbrug af kemikalier på Maabjerg Energy Center afhængig af hvad det afgassede slam skal bruges til, men mængderne er generelt meget lave (Mose 2016). Det har ikke været muligt at få data for forbruget og det antages således ikke at variere fra scenarie til scenarie.

GBB-UDL

Trin 1 Vandværk

Implementering af GBB-UDL vil ikke påvirke ressourceforbrug og udledninger fra Trin 1 Vandværk, eftersom Nibsbjerg fortsat leverer samme mængde vand til HOCO som i BAU.

Trin 2 Mejeri

Lokal rensning af spildevand vil påvirke ressourceforbrug og udledninger på HOCO, da der skal bruges energi og kemikalier til drift af GBB (Tabel 44). Ved design af GBB er der taget udgangspunkt i et dagligt flow på 1712 m³/dag og udløbskoncentrationer til recipient (GBB-UDL) svarende til udledningskrav fra Spildevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Fødevareministeriet 2016). Mængder og koncentrationer af COD, N og P til og fra anlægget er beregnet på baggrund af tal fra HOCO (Nielsen 2016) og Grundfos (Poulsen 2016) (Tabel 44). I 2015 måtte HOCO betale særbidrag for udledning af kvælstof og fosfor over de tilladte mængder (N<100 mg/L og P<15 mg/L). COD-niveauet var under grænseværdien (COC<1600 mg/L).

TABEL 44 FORBRUG OG UDLEDNINGER TIL OG FRA GRUNDFOS BIOBOOSTER.

Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed	Reference
Forbrug og udledninger fra GBB	Elektricitet, uden RO-anlæg	1.065,246	kWh	(Poudel 2016)
	CIP, base	876	l	
	CIP, syre	584	l	
	Syre til pH reduktion, HNO ₃	31.390	l	
	Polymer	1.168	Kg	
	Alum	43.800	l	
	Slam	1.241	m ³	
Indløb til GBB fra HOCO (GBB-UDL)		196	ton	(Nielsen 2016)
	Flow	624,735	m ³	
	COD _{ind}	1500,00	mg/L	
		937,10	ton	
	N _{ind}	118,00	mg/L	
		73,72	ton	
	P _{ind}	42,00	mg/L	
Udløb til Storå fra GBB (baseret på udledningskrav til recipient (Miljø- og Fødevareministeriet 2016)) (GBB-UDL)		26,24	ton	(Poudel 2016)
	Flow	623,494	m ³	
	COD _{ud}	40,00	mg/L	
		24,94	ton	
	N _{ud}	8,00	mg/L	
		4,99	ton	
	P _{ud}	0,30	mg/L	
		0,19	ton	

Produktion af GBB antages at udgøre en ubetydelig andel af den samlede miljøpåvirkning. Dette bidrag er derfor udeladt. Opgørelsen af miljøpåvirkninger tager derfor udelukkende hensyn til drift af anlægget.

Kemikalier til pH-neutralisering (Tabel 38) spares ved implementering af GBB. Til gengæld udledes drivhusgassen CH₄ ved behandling af spildevand i GBB, beregnet ved Lign. 9 (Tabel 45).

TABEL 45 UDLEDNING AF CH₄ FRA ANAEROB SPILDEVANDSRENSNING I GRUNDFOS BIOBOOSTER.

Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	CH ₄ -udledning	52,078	kg

Trin 3 Renseanlæg

Eftersom der ikke leveres spildevand til Holstebro Centralrenseanlæg spares alle ressourcer og udledninger forbundet med HOCOs andel af spildevandsbehandlingen (Trin 3 Renseanlæg) i BAU (Tabel 40 og 41).

Trin 4 Biogasanlæg

HOCO og Maabjerg Energy Center har på nuværende tidspunkt en aftale om at Maabjerg afhenter slam fra mejeriproduktionen uden omkostninger for HOCO. Såfremt slammet fra GBB ikke har et biogaspotential, der opvejer udgifterne til at afhente slammet, skal HOCO selv betale for afskaffelse af slammet. Det antages her, at Maabjerg Energy Center (Trin 4 Biogasanlæg) i fremtiden varetager transport og udgifter til slambåndtering fra GBB.

Der er 6,4 km mellem HOCO og Maabjerg Energy Center. Lastbilen antages at være "heavy-duty" med et dieselforbrug på 0,46 l diesel pr. km (Simonsen 2012). Hver lastbil antages at transportere 30 m³ slam med et samlet dieselforbrug på 122 l pr. år (Tabel 46). Slammet fra GBB afvandes til et

TS-indhold på 16 % i modsætning til 3,9 % fra Holstebro Centralrenseanlæg. Herved reduceres transportudgifterne betragteligt.

TABEL 46 FORBRUG AF DIESEL TIL TRANSPORT AF SLAM FRA HOCO TIL MAABJERG ENERGY CENTER.

Trin 4 Biogasanlæg	Element	Mængde	Enhed	Reference
Transport af slam	Slam	1.241	m ³	(Poudel 2016)
	Slam pr. lastbil	30	m ³	
	Forbrug af diesel pr. kørt km	0,46	l	(Simonsen 2012)
	Km fra HOCO til Maabjerg Energy Center	6,4	km	Google maps
	Totalt forbrug af diesel	122	l	Beregnet

Spildevandsbehandling med GBB resulterer i en lavere slamproduktion (TS = 196 tons) end konventionel spildevandsbehandling (TS = 411 tons). TS-reduktionen på 52 % resulterer i mere end en halvering af biogasproduktionen (Tabel 47). Til gengæld har slammet et højere indhold af TS og der skal bruges mindre energi til at opvarme slammet til 37 °C.

TABEL 47 BEREGNET BIOGASPRODUKTION, FORBRUG OG VARMETAB PÅ BIOGASANLÆGGET OG FORDELING AF PRODUCERET EL OG VARME SKALERET TIL BIDRAG FRA HOCO (GBB-UDL).

Trin 4 Biogasanlæg	Element	Mængde	Enhed
Biogasproduktion	Biogas produktion	62.722	m ³
	Procesvarme og varmetab	3.901	m ³
	El	85.878	kWh
	Varme	117.641	kWh

GBB-GENB

Trin 1 Vandværk

Implementering af GBB-GENB vil betyde at 405.271 m³ vand fra GBB og RO-anlægget genbruges, hvilket leder til en reduktion af HOCOs forbrug af drikkevand fra Nibsbjerg på 86 %. Der vil dog stadig være behov for vand fra Nibsbjerg til at sikre HOCOs årlige vandbehov på 544.099 m³ (Tabel 48).

TABEL 48 VANDINDVINDING, BEHANDLING OG DISTRIBUTION PÅ NIBSBJERG VANDCENTER SKALERET TIL VANDFORBRUG PÅ HOCO (GBB-GENB). ELEKTRICITET ER ANGIVET SOM SAMLET ENERGIFORBRUG FOR INDVINDING OG BEHANDLING.

Trin 1 Vandværk	Element	Mængde	Enhed
Grundvandsindvinding	Grundvand, oppumpet	84.435	m ³
	Drikkevand	83.590	m ³
Vandbehandling og distribution	Drikkevand, ind	83.590	m ³
	Elektricitet	14.040	kWh
	Slam	18	m ³
	Vandtab, ledning	6.650	m ³
	Skyllevand, ud	444	m ³
	Drikkevand, ud	76.479	m ³

Trin 2 Mejeri

Ved design af GBB med RO er der taget udgangspunkt i, at genbrugsvand fra RO-anlægget lever op til kravene for drikkevandskvalitet (Miljø- og Fødevareministeriet 2015a).

25 % af vandet, der kommer fra GBB til RO-anlægget, ender som RO-koncentrat (sendes til renseanlæg) mens de resterende 75 % RO-vand antages genanvendt (Dalsgaard 2016; Poudel 2016).

Den relativt lave vandudnyttelse skyldes at anlægget dimensioneres til at behandle spildevand med et SDI-tal på < 5 (silt density index) (Dalsgaard 2016). Denne vandtype er væsentlig mere belastet end eksempelvis drikkevand, hvorfor man ikke kan køre så hårdt på membranerne (Dalsgaard 2016).

For at sikre at vandet fra RO-anlægget lever op til drikkevandskvalitetskravene tilsættes CO₂ og Ca(OH)₂ (Tabel 49). RO-vandet antages at kunne anvendes som erstatning for en hver brug af drikkevand på HOCO.

TABEL 49 TILSÆTNING AF CO₂ OG CA(OH)₂ TIL RO-VAND FOR AT OPNÅ DRILLEVANDSKVALITET.

Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed	Reference
GBB	Ca(OH) ₂	55	kg	(Rygaard et al. 2009)
	CO ₂	41	kg	

Genbrug af det rensede spildevand medfører et højere energiforbrug i forhold til GBB-UDL, da RO-anlægget bruger 0,57 kWh/m³ (Dalsgaard 2016). Der skal også bruges alkalisk rensning med Ultrasil 110 (10,5 liter pr. RO-anlæg pr. rensning) og Ultrasil 75 (3,5 liter pr. RO-anlæg pr. rensning). Behandling af drikkevand i et RO-anlæg kræver normalt at membranerne renses 1-2 gange om året, men erfaringer fra RO-behandling af GBB-permeat viser at membranerne skal renses med 2-3 ugers mellemrum (Poudel 2015). Design af anlægget på HOCO er tilpasset erfaringer fra Sverige (Poudel 2015) og flux og volumen af genanvendeligt vand er reduceret for at undgå fouling og rengøring så ofte. Under hensyntagen til det nye design antages membranerne at skulle renses 6 gange om året. I blødgøringsanlægget skal der bruges 0,26 kg NaCl pr. m³ permeat fra GBB, under antagelse af en total hårdhed i det tilførte vand på 5,1 °dH (Poudel 2015) (Tabel 50).

Mængder og koncentrationer af COD, N og P til og fra anlægget er beregnet på baggrund af tal fra Grundfos (Poudel 2016) og Silhorko (Dalsgaard 2016) (Tabel 50).

TABEL 50 FORBRUG OG UDLEDNINGER TIL OG FRA GRUNDFOS BIOBOOSTER OG RO-ANLÆG (POUDEL 2016; DALSGAARD 2016).

Trin 2 Mejeri	Element	Mængde	Enhed	Reference
Forbrug og udledninger fra GBB og RO (GBB-GENB)	Elektricitet, med RO-anlæg (GBB-GENB)	1.420.637	kWh	(Poudel 2016; Dalsgaard 2016)
	CIP, base (GBB)	876	l	
	CIP, syre (GBB)	584	l	
	CIP, base (RO)	126	l	
	CIP, syre (RO)	42	l	
	NaCl (RO)	162.108	kg	
	Syre til pH reduction, HNO ₃ (GBB)	31.390	l	
	Polymer (GBB)	1.168	kg	
	Alum (GBB)	43.800	l	
	Slam (GBB)	1.241	m ³	
		196	ton	
Udløb til renseanlæg fra GBB-RO (GBB-GENB)	Flow	155.874	m ³	(Poudel 2016)
	COD _{ud}	160,00	mg/L	
		24,94	ton	
	N _{ud}	32,00	mg/L	
		4,99	ton	
	P _{ud}	1,20	mg/L	
		0,19	ton	

Ligesom for GBB-UDL vil der ske udledning af CH₄ i forbindelse med spildevandsrensning i GBB (Tabel 51).

TABEL 51 UDLEDNING AF CH₄ FRA ANAEROB SPILDEVANDSRENSNING PÅ HOCO VED BRUG AF GRUNDFOS BIOBOOSTER.

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	CH ₄ -udledning	52.078	kg

Trin 3 Renseanlæg

Det overskydende koncentrat fra RO-anlægget (25 %) sendes til behandling på Holstebro Centralrenseanlæg. De 155.874 m³ RO-koncentrat udgør ca. 2,6 % af mængden af spildevand, der modtages på renseanlægget. Forbrug af elektricitet og kemikalier er skaleret herefter (Tabel 52).

TABEL 52 BEREGNET EL- OG KEMIKALIEFORBRUG VED BEHANDLING AF HOCO-SPILDEVAND PÅ HOLSTEBRO CENTRALRENSEANLÆG (GBB-GENB).

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	Elektricitet, behandling	78.199	kWh
	Elektricitet, slampumpe	2.368	kWh
	Jernklorid (JKL)	529	l
	Aluminiumklorid (PAX)	502	l

Fordeling af COD, N og P i slam, rensat spildevand og øvrige fra BAU er brugt til beregning af COD, N og P på renseanlægget ved GBB-GENB (Tabel 53).

TABEL 53 INDLØB TIL HOLSTEBRO RENSEANLÆG FRA HOCO, UDLØB TIL STORÅ OG SLAM TIL MAABJERG ENERGY CENTER SKALERET TIL BIDRAG FRA HOCO (GBB-GENB). COD I SLAM ER BEREGNET BASERET PÅ EN OMREGNINGSFAKTOR PÅ 0,9 G TS G-1 COD (HENZE ET AL. 1999).

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed	Reference
Renset spildevand fra renseanlæg til Storå	Flow	146.983	m ³	Beregning baseret på %-vis fordeling fra BAU (Fig. 24)
	COD _{ud}	6,10	mg/L	
		0,90	ton	
	N _{ud}	2,85	mg/L	
		0,42	ton	
	P _{ud}	0,04	mg/L	
Slam fra renseanlæg til Maabjerg Energy Center		0,01	ton	
	Flow	2.658	m ³	
	COD	~12,17 (10,95 t TS)	ton	
	N	1,55	ton	
	P	0,18	ton	

Ved behandling af RO-koncentrat på renseanlægget sker der yderligere udledning af 891 kg CH₄ (Tabel 54):

TABEL 54 UDLEDNING AF CH₄ FRA ANAEROB SPILDEVANDSRENSNING PÅ HOLSTEBRO CENTRALRENSEANLÆG.

Trin 3 Renseanlæg	Element	Mængde	Enhed
Behandling af spildevand	CH ₄ -udledning	891	kg

Trin 4 Biogasanlæg

Slamproduktion på mejeriet antages at være den samme for GBB-GENB som i GBB-UDL. Forbrug af lastbiler og diesel er derfor ens for de to scenarier (Tabel 46). Mængden af biogas produceret er ligeledes den samme (Tabel 47).

RO-koncentrat bidrager til slamproduktion på Holstebro Centralrenseanlæg, dog udgør COD og TS-indholdet nu mindre end 1 % af det samlede input. Indholdet af COD og TS fra RO-koncentratet er derfor udeladt fra beregning af el og varmeproduktion på Maabjerg Energy Center.

4.2.3 Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus (LCIA)

På baggrund af livscykluskortlægningen blev påvirkning af drivhusgasudledningen, forbrug af grundvandsressourcen og næringssaltsbelastning af ferskvand og hav analyseret.

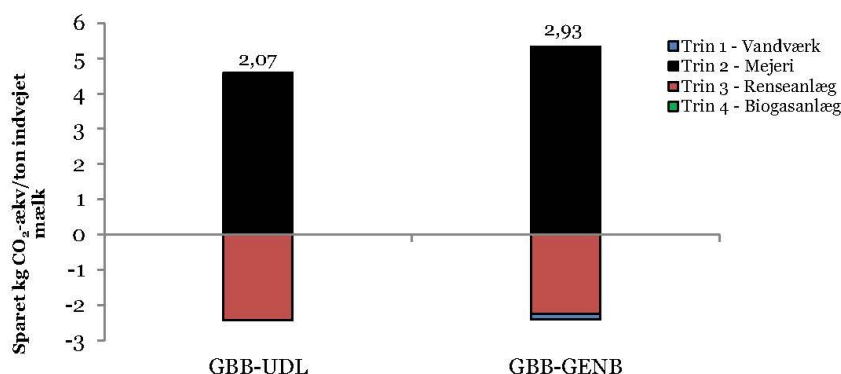
Drivhusgasudledning

Implementering af GBB-UDL i forhold til BAU resulterede i en øget udledning af CO₂-ækv. på 2,15 kg pr. ton indvejet mælk og GBB-GENB resulterede i en øget udledning på 2,93 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk.

I Trin 1 Vandværk er der ingen reduktion i udledning af drivhusgaser i GBB-UDL, da der forbruges samme mængde vand fra Nibsbjerg Vandcenter som i BAU. I GBB-GENB reduceres forbruget til gengæld med 0,17 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk på grund af den lavere produktion af drikkevand til HOCO (Fig. 28).

Drivhusgasudledningen i Trin 2 Mejeri øges med henholdsvis 4,52 og 5,27 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk for GBB-UDL og GBB-GENB, hvilket forklares af elforbrug til drift af GBB og RO-anlægget (~50 %) og udledning af CH₄ (~50 %) (Fig. 28). Elforbrug og dertilhørende drivhusgasudledning i Trin 2 Mejeri, i forbindelse med produktion af kemikalier er stort set den samme for de tre scenarier. Forbruget af syre til pH-justering falder fra BAU til GBB-UDL og GBB-GENB, til gengæld benyttes andre kemikalier i forbindelse med GBB og RO-anlægget.

Under Trin 3 Renseanlæg opnås besparelser i udledning af CO₂-ækv. på henholdsvis 2,44 og 2,24 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk (Fig. 28). Besparelserne skyldes at mængden af spildevand fra HOCO til Holstebro Centralrenseanlæg elimineres eller kraftigt reduceres, hvorved CH₄-udledning, energi- og kemikalieforbrug reduceres.



FIGUR 28 SPARET DRIVHUSGASUDLEDNING VED IMPLEMENTERING AF GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU.

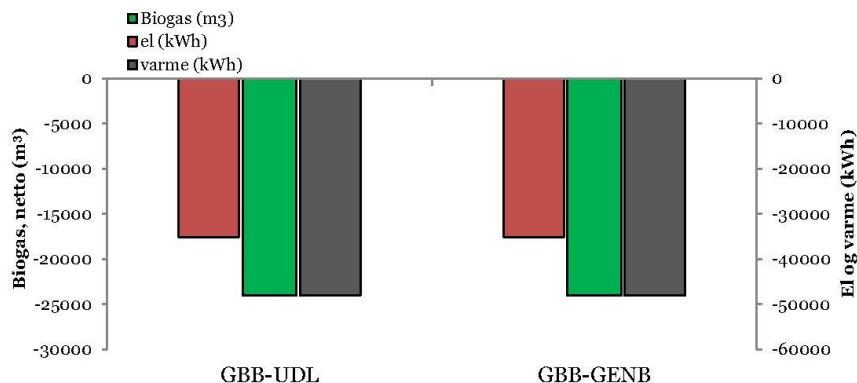
Produktionen af biogas i BAU resulterede i ca. 83.000 m³ biogas og henholdsvis 121.000 og 165.000 kWh el og varme. Denne produktion blev med GBB-UDL og GBB-GENB reduceret til

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier:

59

Eco-efficiency

58.800 m³ biogas og 85.900 og 117.600 kWh el og varme, da slammet fra GBB indeholder mindre TS (Fig. 29). Dette "tab" af produktion er illustreret som øget udledning af CO₂-ækv., svarende til 0,07 kg CO₂-ækv./ton indvejet mælk (Fig. 28).



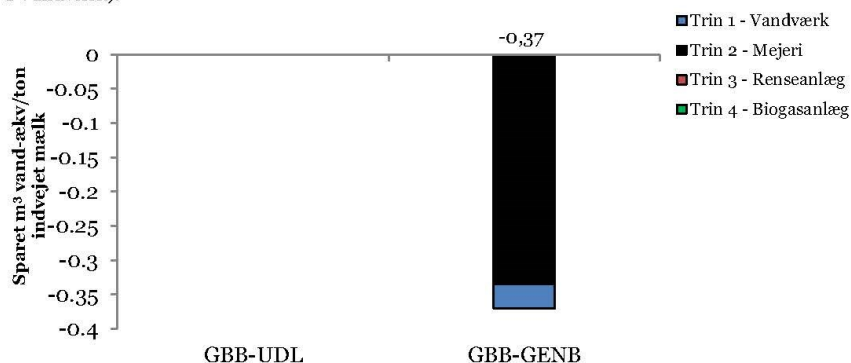
FIGUR 29 TAB AF BIOGAS, EL OG VARME PRODUKTION VED AFGASNING AF SLAM FRA GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU.

Implementering af GBB-UDL og GBB-GENB leder til en øget udledning af drivhusgasser, eftersom GBB-UDL bruger 1,71 kWh/m³ og GBB-GENB bruger 2,27 kWh/m³ spildevand i modsætning til Vestforsyningen som samlet set har et forbrug på 0,52 kWh/m³ spildevand.

Forbrug af grundvandsressourcen

I forhold til BAU er forbruget af grundvandsressourcen i GBB-UDL uændret. Implementering af GBB-GENB resulterede til gengæld i en besparelse af ressourcen på 0,37 m³-ækv./ton indvejet mælk.

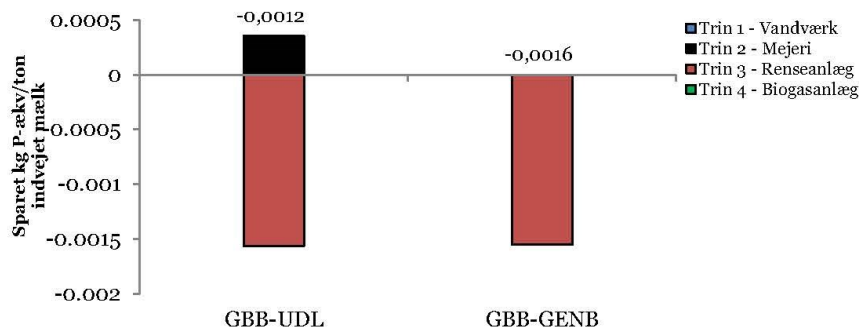
Det er kun i Trin 1 Vandværk og Trin 2 Mejeri, at der er et forbrug af drikkevand, der varierer i de tre scenarier. Ved at implementere GBB-GENB produceres vand af drikkevandskvalitet. RO-anlægget producerer 467.621 m³ vand pr. år og erstatter derfor 86 % af forbruget af drikkevand fra Nibsbjerg Vandcenter. Dette resulterer i 0,34 m³ vand-ækv./ton indvejet mælk sparet i Trin 2 Mejeri (Fig. 30). Ved reduceret vandforbrug på HOCO reduceres mængden af oppumpet vand fra Nibsbjerg Vandcenter, hvorved vandtab til skyllevand, ledninger og ved indvinding reduceres (Trin 1 Vandværk).



FIGUR 30 SPARET VANDPÅVIRKNING VED IMPLEMENTERING AF GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU.

Næringssaltsbelastning af ferskvand

Næringssaltsbelastningen af ferskvand varierer mellem de tre scenarier og påvirkes i Trin 2 Mejeri og Trin 3 Renseanlæg. I GBB-UDL reduceres næringssaltsbelastningen samlet set med $1,2 \cdot 10^{-3}$ kg P-ækv./ton indvejet mælk og i GBB-GENB reduceres belastningen med $1,6 \cdot 10^{-3}$ kg P-ækv./ton indvejet mælk. I Trin 2 Mejeri udledes $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg P-ækv./ton indvejet mælk ved implementering af GBB-UDL. Til gengæld spares $1,6 \cdot 10^{-3}$ kg P-ækv./ton indvejet mælk i udledning fra Holstebro Centralrenseanlæg (Trin 3 Renseanlæg). Dette skyldes at mere P udfældes (kemisk) og ender i slammet fra GBB end hvad der er tilfældet på renseanlægget. For GBB-GENB udledes intet P fra Trin 2 Mejeri, til gengæld sendes det P, der i GBB-UDL blev udledt til Storå, nu til yderligere oprensning på renseanlægget hvorved P reduceres yderligere (Fig. 31).

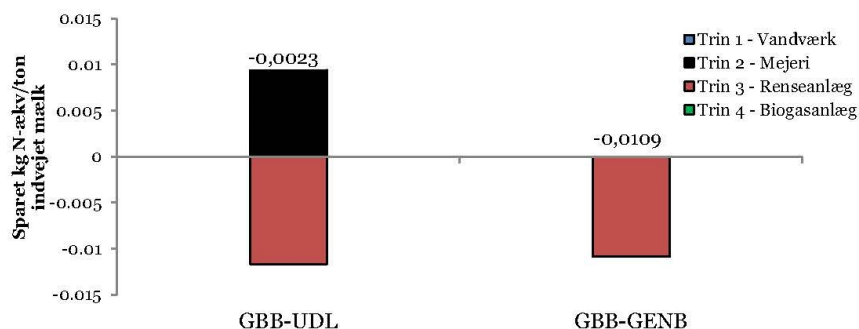


FIGUR 31 SPARET NÆRINGSSALTSBELASTNING AF FERSKVAND VED IMPLEMENTERING AF GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU.

Næringssaltsbelastning af havet

Næringssaltsbelastningen af havet varierer også mellem de tre scenarier og påvirkes i Trin 2 Mejeri og Trin 3 Renseanlæg. I GBB-UDL reduceres næringssaltsbelastningen samlet set med $2,2 \cdot 10^{-3}$ kg N-ækv./ton indvejet mælk og i GBB-GENB reduceres belastningen med $1,1 \cdot 10^{-2}$ kg N-ækv./ton indvejet mælk.

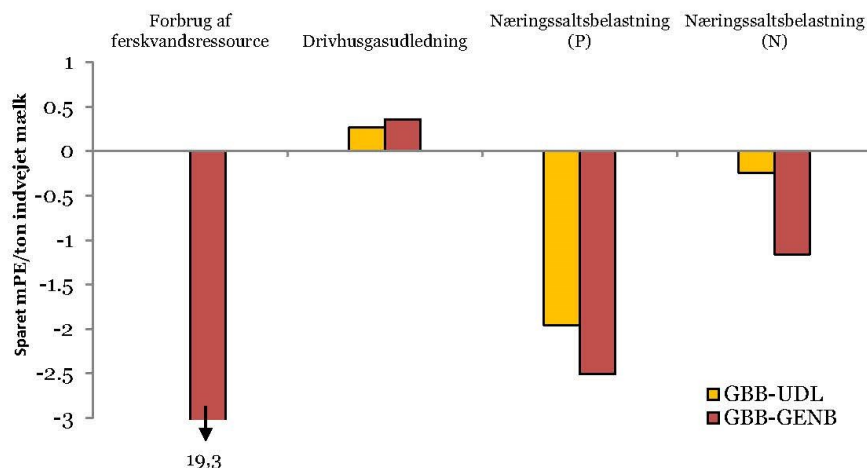
Omsætning af kvælstof i spildevandet til frit N_2 ved brug af GBB er højere end ved spildevandsbehandling på Holstebro Centralrenseanlæg. Der udledes derfor $0,94 \cdot 10^{-2}$ kg N-ækv./ton indvejet mælk i Trin 2 Mejeri i modsætning til $1,2 \cdot 10^{-2}$ kg N-ækv./ton indvejet mælk i Trin 3 Renseanlæg. I GBB-GENB opkoncentreres N i RO-koncentratet som sendes til Holstebro Centralrenseanlæg til yderligere behandling. Herfra udledes kvælstof til recipient ($0,42$ ton/år) og reduktionen bliver lidt mindre end for GBB-UDL (Fig. 32).



FIGUR 32 SPARET NÆRINGSSALTSBELASTNING AF HAV VED IMPLEMENTERING AF GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU.

Normalisering

Resultaterne blev normaliseret i forhold til den specifikke normaliseringsfaktor (Tabel 3) for at opnå påvirkninger udtrykt i mPE pr. ton indvejet mælk. Analysen viser, at implementering af GBB-UDL resulterer i øget drivhusgasudledning, men reduceret næringssaltsbelastning af både ferskvand og hav. Implementering af GBB-GENB giver yderligere en besparelse af grundvandsressourcen. I dette tilfælde er besparelsen ca. 53 gange større end hvad drivhusgasudledningen øges med (0,36 mPE/ton indvejet mælk) (Fig. 33). Næringssaltsbelastningen af ferskvand og hav reduceres også yderligere ved GBB-GENB i forhold til GBB-UDL.



FIGUR 33 PÅVIRKNING AF DRIVHUSGASUDLEDNING, FORBRUG AF GRUNDVANDSRESSOURCEN OG NÆRINGSSALTSBELASTNINGEN FOR HENHOLDSVIS FERSKVAND OG HAV FOR GBB-UDL OG GBBGENB I FORHOLD TIL BAU. NORMALISERINGSREFERENCE FINDES I TABEL 3.

De største miljøgevinster i forhold til BAU opnås ved implementering af både GBB og et RO-anlæg, når der fokuseres på næringsstoffer og vandressourcen. Implementering af GBB alene bidrager positivt til næringssaltsbelastningen ved reduceret udledning af både N og P til miljøet. GBB med udledning til Storåen har dog ingen positiv effekt på forbrug af grundvandsressourcen. Analyse af drivhusgasudledning viser til gengæld at både GBB og GBB-GENB har en større udledning af drivhusgasser end BAU. Dette skyldes blandt andet, at udledning af CH₄ er 56 % større ved spildevandsbehandling med GBB i forhold til traditionel spildevandsbehandling på Holstebro Centralrenseanlæg, eftersom GBB har en langt højere omsætning af COD (56 %). Efter normalisering er dette bidrag dog stadig 1-7 gange mindre end de positive bidrag til næringssaltsbelastning og 53 gange mindre end det positive bidrag til forbrug af grundvandsressourcen i GBB-GENB.

4.2.4 Vurdering af økonomiske effekter

Den økonomiske analyse blev foretaget ligesom LCIA-delen som en konsekvensanalyse, og det er derfor forskellen i VA (Δ VA) mellem de tre scenarier, der blev estimeret. Antagelser gjort under LCIA er også gjort under vurdering af økonomiske effekter. Data er baseret på gennemsnitstal fra HOCO i 2015 (Nielsen 2016) og investeringsoverslag fra Grundfos og Silhorko (Poudel 2016; Dalsgaard 2016). Det var ikke muligt at få udleveret økonomisk data fra Vestforsyningen, herunder Nibsbjerg Vandcenter, Holstebro Centralrenseanlæg og Maabjerg Energy Center. Indtægter og udgifter er derfor baseret på priser for erhvervskunder i 2015 fra Vestforsyningen (2015) og priser på kemikalier angivet af Poudel (2016) og Wilf (2007). Moms er konsekvent ekskluderet fra de

angivne priser. Beregning af udgifter er foretaget på baggrund af en direkte korrelation mellem ændret forbrug og udledninger.

Trin 1 Vandværk

I Trin 1 Vandværk beregnes Δ VA som forskellen mellem indtægter (salg af drikkevand) og udgifter (el og spildevand/slam). Det er antaget, at vedligeholdelsesudgifterne på Nibsbjerg Vandcenter ikke varierer med de ændrede mængder udpumpet drikkevand, og er derfor udeladt. Der foretages ingen investeringer på vandværket (Tabel 55).

TABEL 55 INDTÆGT OG UDGIFTER I FORBINDELSE MED PRODUKTION AF DRIKKEVAND (TRIN 1 VANDVÆRK).

Scenarie	Trin 1 Vandværk		
	Indtægt, Drikkevand [kr/år]	Udgifter, Elektricitet [kr/år]	Udgifter, Spildevand [kr/år]
BAU	2.767.890	128.554	6.292
GBB-UDL	2.767.890	128.554	6.292
GBB-GENB	401.707	18.070	884

Indtægter og udgifter er de samme i BAU og GBB-UDL, da HOCO modtager samme mængde drikkevand i begge scenarier. I GBB-GENB reduceres indtægt og udgifter eftersom forbruget af drikkevand falder med 86 % (Tabel 55).

Trin 2 Mejeri

På HOCO (Trin 2 Mejeri) er VA estimeret som forskellen mellem indtægter i forbindelse med salg af mejeriprodukter og udgifter til drikkevand, spildevand, elektricitet, kemikalier, vedligehold og investeringer i vandeffektive teknologier (GBB og GBB med RO-anlæg). HOCO har dog ikke en reel indtægt i forbindelse med salg af deres produkter, men modtager i stedet et årligt beløb fra Arla som svarer til deres samlede udgifter således at regnskabet går i nul. Overskuddet fra salg af produkter er derfor "skjult" i Arlas samlede omsætning. Det er antaget at mejeriproduktionen er uændret fra scenarie til scenarie og Δ VA er således beregnet udelukkende som forskellen mellem de beregnede udgifter (Tabel 56).

TABEL 56 UDGIFTER PÅ HOCO (TRIN 2 MEJERI) DER VARIERER MELLEM DE TRE SCENARIER.

Scenarie	Trin 2 Mejeri					
	Udgift, Drikkevand [kr/år]	Udgift, Spildevand [kr/år]	Udgift, Kemikalier [kr/år]	Udgift, Elektricitet [kr/år]	Udgift, Vedligehold [kr/år]	Udgift, Investering [kr/år]
BAU	2.767.890	10.805.025	400.000	0	0	0
GBB-UDL	2.767.890	0	506.141	1.370.971	8.400	1.447.487
GBB-GENB	401.707	2.703.536	829.868	1.828.360	142.260	1.629.749

Ved GBB-UDL elimineres afløsningsbidraget til Holstebro Centralrenseanlæg og i GBB-GENB reduceres det med 75 %. Udgifter til kemikalier stiger til gengæld, da der bruges kemikalier til GBB og RO-anlægget. Især Alum til udfældning af fosfor i GBB udgør en stor udgift (~365.000 kr). Forbrug af elektricitet stiger ved brug af GBB og RO-anlæg. Udgifter til vedligehold er relativt lave for GBB-UDL. Udgifterne består i 3 dages arbejde for en Grundfos tekniker til at sikre at anlægget kører som det skal. Det er uvist om der vil være yderligere vedligeholdelsesudgifter (Poudel 2016). På RO-anlægget skal membranerne skiftes ca. hvert 4-5 år. Der skal i alt bruges 72 membraner og stykprisen er 6.970 kr. Den årlige amortiseringsudgift er beregnet i henhold til Lign. 3, med en levetid på 30 år for GBB, 20 år for RO-anlægget (Poudel 2016; Dalsgaard 2016) og en rentesats på 4

% (Finansministeriet 2013). Investeringsomkostningerne ved implementering af GBB-UDL er 25 mio kr og hertil skal lægges yderligere 2,5 mio kr for RO-anlægget inkl. montage.

Trin 3 Renseanlæg

Holstebro Centralrenseanlæg modtager afledningsbidrag fra HOCO og har i forbindelse med behandling af spildevandet udgifter til elektricitet og kemikalier. Det er antaget, at vedligeholdelsesudgifterne på renseanlægget ikke varierer fra scenarie til scenarie. Der foretages ingen investeringer på renseanlægget (Tabel 57).

TABEL 57 INDTÆGT OG UDGIFTER I FORBINDELSE MED SPILDEVANDSBEHANDLING (TRIN 3 RENSEANLÆG).

Scenarie	Trin 3 Renseanlæg		
	Indtægt, Spildevand [kr/år]	Udgifter, Kemikalier [kr/år]	Udgifter, Elektricitet [kr/år]
BAU	10.805.025	464.145	402.568
GBB-UDL	0	0	0
GBB-GENB	2.703.536	5.418	100.642

Der afledes ikke spildevand til renseanlægget i GBB-UDL og der er derfor ingen indtægter eller udgifter i relation til spildevand fra HOCO. I GBB-GENB afledes RO-koncentrat til renseanlægget (25 % af BAU).

Trin 4 Biogasanlæg

I Trin 4 Biogasanlæg, Maabjerg Energy Center, udgøres Δ VA af indtægter i forbindelse med biogasproduktion og udgifter til transport af slam til biogasreaktoren. Det var ikke muligt at få oplyst, hvem der betaler for levering af slam fra Holstebro Centralrenseanlæg. Det er derfor antaget at Maabjerg betaler og at deres udgifter hertil kan sammenlignes med udgifter til transport af slam fra HOCO fra de to andre scenarier (Tabel 58). Ligesom ved vurdering af miljøpåvirkninger antages bidraget til biogasproduktion fra HOCO-slam i GBB-GENB at være ubetydeligt.

TABEL 58 INDTÆGT OG UDGIFTER I FORBINDELSE MED SPILDEVANDSBEHANDLING (TRIN 3 RENSEANLÆG).

Scenarie	Trin 4 Biogasanlæg	
	Indtægt, El/Varme [kr/år]	Udgifter, Biogas-slam [kr/år]
BAU	301.645	15.236
GBB-UDL	214.486	186.150
GBB-GENB	214.486	186.150

Det ses at biogaspotentialer er mindre i slammet fra GBB og indtægterne falder derfor. Udgifterne til transport af slam i lastbiler er til gengæld 12 gange højere end udgifter til at drive slampumper (Tabel 58). Vedligeholdelsesudgifter til det eksisterende slamsystem mellem renseanlægget og biogasanlægget blev antaget at forblive uforandret, eftersom det stadig benyttes til at transportere den resterende mængde slam fra Holstebro Centralrenseanlæg.

Δ VA

Δ VA er beregnet for de tre scenarier, for Trin 1 Vandværk, Trin 2 Mejeri, Trin 3 Renseanlæg og Trin 4 Biogasanlæg og er angivet pr. år (Tabel 59) og pr. ton indvejet mælk (Tabel 60). Da der ikke er nogen investering på Nibsbjerg Vandcenter, Holstebro Centralrenseanlæg og Maabjerg Energy

Center beregnes VA for Trin 1 Vandværk, Trin 3 Renseanlæg og Trin 4 Biogasanlæg ved hjælp af Lign. 4, mens VA for Trin 2 Mejeri beregnes ved hjælp af Lign. 6 (Tabel 59).

TABEL 59 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL SCENARIERNE GBB-UDL OG GBB-GENB I LIVSCYKLUSTRIN 1 VANDVÆRK-4.

Scenarie	Trin 1 Vandværk	Trin 2 Mejeri	Trin 3 Renseanlæg	Trin 4 Biogasanlæg
ΔVA [kr/år]				
GBB-UDL	0	7.872.025	-9.938.313	-246.686
GBB-GENB	-2.250.290	6.452.151	-7.340.836	-246.686

TABEL 60 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL SCENARIERNE GBB-UDL OG GBB-GENB I LIVSCYKLUSTRIN 1 VANDVÆRK-4.

Scenarie	Trin 1 Vandværk	Trin 2 Mejeri	Trin 3 Renseanlæg	Trin 4 Biogasanlæg
ΔVA [kr/ton indvejet mælk]				
GBB-UDL	0	14,85	-18,75	-0,46
GBB-GENB	-4,25	12,17	-13,85	-0,46

VA falder i Trin 1 Vandværk, Trin 3 Renseanlæg og Trin 4 Biogasanlæg ved implementering af GBB-UDL og GBB-GENB på grund af reduceret vandforbrug på HOCO, elimineret eller reduceret spildevandsafledning og reduceret biogaspotentiale. Til gengæld opnås en øget VA på HOCO (Trin 2 Mejeri), da aflædningsbidraget, der ungås eller reduceres overgår den årlige amortiseringsudgift og øgede energiforbrug i forbindelse med GBB-UDL og GBB-GENB.

For det samlede system findes ΔVA ved summen af ΔVA for henholdsvis Nibsbjerg Vandcenter, HOCO, Holstebro Centralrenseanlæg og Maabjerg Energy Center (Tabel 61). Udgifter på HOCO til installation af GBB og RO-anlægget er inkluderet, men udgifter til installation er ikke relevante da en virksomheds indtjening ved arbejdet vil optræde som udgift for HOCO og den overordnede ΔVA vil forblive uændret.

TABEL 61 ÆNDRING AF VALUE ADDED FRA BAU TIL SCENARIERNE GBB-UDL OG GBB-GENB FOR DET SAMLEDE SYSTEM.

Scenarie	ΔVA [kr/år]	ΔVA [kr/ton indvejet mælk]
GBB-UDL	-2.309.973	-4,36
GBB-GENB	-3.381.399	-6,38

ΔVA steg på HOCO (Trin 2 Mejeri), men faldt i Trin 1 Vandværk, Trin 3 Renseanlæg og Trin 4 Biogasanlæg og den overordnede beregning resulterede i en samlet reduceret ΔVA for begge scenarier. HOCO vil opnå en økonomisk gevinst ved implementering af en GBB, med eller uden RO-behandling, men samlet set for alle involverede aktører inden for systemafgrænsningen vil implementeringen af begge scenarier lede til et økonomisk tab på 2,3 til 3,4 mio. kr. Dette skal dog ses i forhold til at HOCO ikke kan udvide produktionen hvis det medfører øget spildevandsudledning.

4.2.5 Sensitivitetsanalyse

Resultatusikkerheden undersøges ved en sensitivitetsanalyse hvor livscyklustrin og deres bidrag til resultatet analyseres for at skabe overblik over hvilke parametre, scenarie- og modelvalg der primært påvirker analyseresultatet. Efterfølgende analyseres udvalgte parametres og scenarie-/modelvalgs påvirkning af det overordnede analyseresultat.

Livscyklustrin og deres bidrag til resultatet

De individuelle livscyklustrin og deres bidrag til det overordnede resultat blev analyseret (Tabel 62) og brugt til at vurdere deres relevans for yderligere sensitivitetsanalyse.

TABEL 62 DE FIRE LIVSCYKLUSTRIN OG DERES INDIVIDUELLE BIDRAG TIL DET OVERORDNEDE RESULTAT FOR DE FIRE PÅVIRKNINGSKATEGORIER, GRUNDVANDSRESSOURCE, DRIVHUSEFFEKT OG NÆRINGSSALTSBELASTNING FOR KVÆLSTOF (N) OG FOSFOR (P), SAMT FOR ØKONOMI.

Påvirkningskategori	Livscyklustrin	GBB-UDL (%)	GBB-GENB (%)
Grundvandsressource	Trin 1 Vandværk	0	9
	Trin 2 Mejeri	0	91
	Trin 3 Renseanlæg	0	0
	Trin 4 Biogasanlæg	0	0
Drivhuseffekt	Trin 1 Vandværk	0	2
	Trin 2 Mejeri	64	68
	Trin 3 Renseanlæg	35	29
	Trin 4 Biogasanlæg	1	2
Næringssaltsbelastning, ferskvand (P)	Trin 1 Vandværk	0	0
	Trin 2 Mejeri	18	0
	Trin 3 Renseanlæg	82	100
	Trin 4 Biogasanlæg	0	0
Næringssaltsbelastning, hav (N)	Trin 1 Vandværk	0	0
	Trin 2 Mejeri	45	0
	Trin 3 Renseanlæg	55	100
	Trin 4 Biogasanlæg	0	0
Økonomi	Trin 1 Vandværk	14	0
	Trin 2 Mejeri	40	48
	Trin 3 Renseanlæg	45	61
	Trin 4 Biogasanlæg	1	1

Det er primært Trin 2 Mejeri og Trin 3 Renseanlæg, der påvirker miljøvurderingen og økonomianalyse af systemet (Tabel 62). Trin 1 Vandværk påvirker grundvandsressource og drivhuseffekt for GBB-GENB, men i begge tilfælde med mindre end 10 %. Det er kun økonomidelen for GBB-UDL, hvor Trin 1 Vandværk påvirker resultatet mere end 10 %. Trin 4 Biogasanlæg påvirker kun drivhuseffekt og økonomi og i begge tilfælde udgør den mindre end 10 %. Sensitiviteten af parametre i Trin 2 Mejeri og Trin 3 Renseanlæg er således i fokus ved nærmere sensitivitetsanalyse.

Parameter, scenarie- og modelvalg

En stor del af data benyttet i analysen er indhentet direkte fra HOCO og Vestforsyningen for regnskabsåret 2015. Grundfos har leveret data for GBB baseret på et tilsvarende anlæg i Vimmerby, Sverige. Usikkerhed i forbindelse samtlige parametre benyttet til beregning af miljøpåvirkninger ved BAU, GBB-UDL og GBB-GENB er angivet som lille, medium eller stor usikkerhed (Tabel 63).

TABEL 63 PARAMETRE BENYTTET TIL AT BEREAGNE MILJØPÅVIRKNINGER OG TILKNYTTET USIKKERHED FOR TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI, TRIN 3 RENSEANLÆG OG TRIN 4 BIOGASANLÆG, FOR BAU, GBB-UDL OG GBB-GENB.

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Energi	Grundvands indvinding	x		
		Vandbehandling	x		
		Distribution	x		
	Vand	Grundvands indvinding		x	
		Vandbehandling	x		
		Distribution		x	
Trin 2 Mejeri	Energi	Forbrug på HOCO	x		
		Forbrug til GBB		x	
		Forbrug til RO		x	
	Vand	Forbrug på HOCO	x		
		Genbrug fra RO		x	
		Udløb til rensningsanlæg fra HOCO	x		
	Spildevand	Udløb til Storå fra GBB		x	
		Udløb til rensningsanlæg fra RO-anlæg		x	
		CH ₄ -udledning		x	
	Slam	Produktion fra HOCO	x		
		Produktion fra GBB		x	
	Kemikalier	Syre til pH reduktion (HOCO)	x		
		Base til membran CEB/CIP (GBB) (Ultrasil 25)		x	
		Syre til membraner (GBB) (Ultrasil 78)		x	
		Base til membran (RO) ultrasil 110		x	
		Syre til membraner (RO) ultrasil 75		x	
		Syre til pH reduktion (GBB)		x	
		NaCl (RO)		x	
		Polymer (GBB)		x	
		Alum (GBB)		x	
		Ca(OH) ₂ (RO)		x	
		CO ₂ (RO)		x	
		Spildevandsbehandling		x	
Trin 3 Renseanlæg	Spildevand	Udløb til Storå fra rensningsanlæg		x	
		CH ₄ -udledning		x	
	Slam	Produktion til Maabjerg		x	
	Kemikalier	Jernklorid		x	
		Aluminiumsklorid		x	
Trin 4 Biogasanlæg	Energi	Forbrug og varmetab			x
		Produktion			x
	Transport	Slam		x	

Data fra HOCO er tildelt lille usikkerhed, hvorimod data fra Vestforsyningen er skaleret ud fra en direkte korrelation mellem forbrug og udledninger på HOCO til forbrug og udledninger på henholdsvis Nibsbjerg Vandcenter, Holstebro Centralrenseanlæg og Maabjerg Energy Center. Lineær nedskalering af fx energiforbrug ved reduceret produktion af drikkevand kan resultere i undervurderet forbrug, da pumper og filtre til behandling af drikkevand er optimeret til en den eksisterende produktion. Usikkerheden gælder samtlige parametre der skaleres og sådanne værdier er derfor tildelt medium usikkerhed (Tabel 63). Data fra Grundfos i forbindelse med forbrug og udledninger fra GBB er baseret på erfaringer fra deres anlæg i Vimmerby, Sverige. Eftersom spildevandsforholdene på HOCO er overvejet i design af anlægget burde parametrene være troværdige. Det endelige anlæg på HOCO kan dog potentielt set resultere i andre forbrug og udledninger, hvilket er grunden til at man ved implementering af et anlæg af denne størrelse inkluderer en indkørselsperiode, hvor samtlige parametre testes for at opnå optimal drift. På den baggrund er parametrene for forbrug og udledning fra GBB blevet tildelt medium usikkerhed. Det var ikke muligt at få data fra Maabjerg Energy Center og biogasproduktion, forbrug og varmetab er

derfor vurderet som værende meget usikre. Transport af slam i lastbiler er estimeret på baggrund af køreafstand, dieselforbrug og lastbilstørrelse og er vurderet til at være forbundet med medium usikkerhed (Tabel 63), men med lille indflydelse (Tabel 62).

De økonomiske parametre er ligeledes baseret på referenceåret 2015, samt bedste bud i forbindelse med vedligehold og investeringer. Samtlige parametre er angivet ved lille, medium eller stor usikkerhed (Tabel 64).

TABEL 64 VURDERING AF USIKKERHED FOR ØKONOMISKE PARAMETRE I FORBINDELSE MED BAU, GBB-UDL OG GBB-GENB. TRIN 1 VANDVÆRK, TRIN 2 MEJERI, TRIN 3 RENSEANLÆG OG TRIN 4 BIOGASANLÆG

Trin	Gruppe	Parameter	Usikkerhed		
			Lille	Medium	Stor
Trin 1 Vandværk	Indtægter	Salg af drikkevand	x		
	Udgifter	Elektricitet	x		
		Spildevand	x		
Trin 2 Mejeri	Udgifter	Drikkevand	x		
		Spildevand	x		
		Kemikalier		x	
		Elektricitet	x		
		Vedligehold			x
		Investering		x	
Trin 3 Renseanlæg	Indtægter	Spildevandsbehandling	x		
	Udgifter	Elektricitet	x		
		Kemikalier		x	
Trin 4 Biogasanlæg	Indtægter	El/varme	x		
	Udgifter	Biogas-slam, pumpet fra renseanlæg	x		
		Biogas-slam, transport i lastbil fra HOCO			x

Af de økonomiske parametre er det særligt udgifter til vedligehold i forbindelse med GBB og RO-anlægget, der er forbundet med usikkerhed (Tabel 64). Desuden udgør udgifter til transport af slam i lastbiler en usikker parameter. Denne udgift er til gengæld ikke ret stor og vil have en mindre betydning for det samlede resultat (Tabel 62). Investeringssomkostningerne i forbindelse med GBB og RO-anlægget, samt udgifter til kemikalier er tildelt medium usikkerhed. Udgifter til kemikalier på renseanlægget er ukendte og blev beregnet ved brug af enhedsprisen angivet af Grundfos til beregning af kemikalier til GBB. Investeringsudgifter til GBB og RO-anlægget er beregnet af henholdsvis Grundfos og Silhorko, men den endelige udgift kan være svær at forudsige uden et fuldstændigt designgrundlag og er derfor tildelt medium usikkerhed. Rentesatsen på investeringer har historisk set varieret og er derfor udvalgt til videre sensitivitetsanalyse.

Massebalancen for behandling af spildevand på Holstebro Centralrenseanlæg og ved brug af GBB, afslørede større variation i omsætning af kvælstof og COD. Blandt andet viser opgørelsen fra renseanlægget at godt og vel 49 % COD forlader renseanlægget i slammet til Maabjerg Energy Center. Denne andel er betydeligt højere end hvad antages at være normalt COD-indhold i slam på 25-35 % (Pondel 2016). Dette betyder, at der er en langt lavere omsætning af COD til CO₂ og CH₄ på renseanlægget i forhold til i GBB, hvilket betyder mindre direkte udledning af drivhusgasser og mere tørstof til biogasproduktion i BAU end i GBB-UDL og GBB-GENB. Mængden af indkommende COD og COD i slam fra renseanlægget er tal fra 2015 og burde ikke være forbundet med stor usikkerhed. For slamproduktion ved brug af GBB er usikkerheden dog medium. Til gengæld viste analysen af de fire livscyklustrin og deres bidrag til resultatet at produktion af biogas ikke har stor betydning og denne usikkerhed i COD-indhold udelades således fra videre analyse.

Udover usikkerhed omkring produktion af slam fra henholdsvis GBB og Holstebro Centralrenseanlæg er der flere større usikkerheder omkring Trin 4 Biogasanlæg. Blandt andet er der

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

68

usikkerhed omkring udgifter til slamhåndtering mellem Maabjerg og deres kunder. Det er antaget at Maabjerg betaler for levering af slam, enten ved at pumpe slammet fra renseanlægget til Maabjerg eller via transport med lastbil. Maabjerg tager sig således ikke betalt for at fjerne slammet. Denne antagelse er lavet, da Vestforsyningen ikke ville udlevere økonomisk data for deres enheder og fordi HOCO på nuværende tidspunkt har en aftale med Maabjerg om, at de henter slam (valle-slam) fra mejeriet uden omkostninger for HOCO. Det er muligt, at det er Holstebro Centralrenseanlæg der betaler for levering af slam og at HOCO ville skulle betale for transport af slam til Maabjerg Energy Center.

Procesvarme, varmetab og forbrug på anlægget udgør ifølge Mose V. (2016) ca. 10 % den mængde energi, der dannes på anlægget. Beregning af energiforbrug til procesvarme og varmetab resulterede i betydeligt højere varmetab (Tabel 43). Det var dog ikke muligt at få specificeret energiforbruget på anlægget og for at analysere hvordan indholdet af TS i slam påvirker biogasproduktionen, blev det besluttet at beholde værdier for varmetab som beregnet.

Det afgangssede slam fra biogasanlægget kan desuden benyttes som markgødning og Eco-efficiency analysen kunne have inkluderet analyse-trinet "gødning". Eftersom mængden af særligt kvælstof varierer fra scenarie til scenarie, varierer forbruget af "supplerende" konventionelt produceret handelsgødning og dermed udledning af NO_x og drivhusgasser.

Alle usikkerheder fra Trin 4 Biogasanlæg udelades fra nærmere sensitivitsanalyse grundet den lille påvirkning af det endelige resultat.

WSI for grundvandsressourcen, der forsyner HOCO er mellem 0,03 og 0,62 (gns. 0,38) afhængig af om man betragter den terrænnære, regionale eller dybe grundvandsressource (Bilag 1). Valg af WSI påvirker således resultaterne (som vist for Thise) og i stedet for at benytte gennemsnittet, analyseres påvirkning af resultatet ved brug af den øvre og nedre grænse for WSI. Karakteriseringsfaktoren for drivhuseffekt og næringssaltsbelastning vurderes ikke nærmere i sensitivitsanalysen, da de bygger på anerkendte standarder for LCIA (EASETECH DTU 2016).

Parametersensitivitet

Parametre fra Trin 2 Mejeri og Trin 3 Renseanlæg blev udpeget som særligt usikre. Heraf blev flere parametre udvalgt og nogle blev lagt sammen til én parameter, fx kemikalierne, ved at analysere resultatet ved at øge den samlede mængde med 10 % (Tabel 65). De udvalgte parametre og scenarie/modelvalg blev enkeltvist øget med 10 % for at vurdere deres effekt på det samlede resultat i henhold til Lign. 8 - for GBB-UDL (Tabel 65) og GBB-GENB (Tabel 66):

TABEL 65 SENSITIVITETSBRØKEN FOR DE 17 PARAMETRE OG SCENARIOE/MODELVALG FOR GBB-UDL.
NEGATIVE SR-VÆRDIER INDIKERER AT RESULTATET PÅVIRKES I NEGATIV RETNING NÅR PARAMETER-
VÆRDIEN ØGES - OG MODSAT.

GBB-UDL	SR				Value Added
	Grundvands-ressource	Drivhus-effekt	Næringssalts-belastning, (P)	Næringssalts-belastning, (N)	
Kemiforbrug, GBB (samlet)	-	-0,01	-	-	-0,01
Kemiforbrug, RO (samlet)	-	-	-	-	-
Kemiforbrug, HOCO (samlet)	-	-0,01	-	-	-0,01
Kemiforbrug, renseanlæg (samlet)	-	-0,11	-	-	-0,20
Energiforbrug, GBB	-	0,97	-	-	0,59
Energiforbrug, RO	-	-	-	-	-
Energiforbrug, renseanlæg	-	-0,29	-	-	-0,17
CH ₄ -udl., GBB (B, Lign. 9)	-	1,14	-	-	-
CH ₄ -udl., renseanlæg (B, Lign. 9)	-	-0,74	-	-	-
Udløb fra GBB (P)	-	-	-0,29	-	-
Udløb fra renseanlæg (P)	-	-	1,29	-	-
Udløb fra GBB (N)	-	-	-	-4,16	-
Udløb fra renseanlæg (N)	-	-	-	5,16	-
Investering, GBB	-	-	-	-	0,63
Vedligehold, RO	-	-	-	-	-
Rentesats	-	-	-	-	0,31
Levetid, GBB	-	-	-	-	-0,30
Kemi-pris, GBB (Alum)	-	-	-	-	0,01
Kemi-pris, HOCO (HNO ₃)	-	-	-	-	-0,17
Kemi-pris, Renseanlæg (PAX)	-	-	-	-	-0,14
WSI	1,00	-	-	-	-

TABEL 66 SENSITIVITETSBRØKEN FOR DE 17 PARAMETRE OG SCENARIOE/MODELVALG FOR GBB-GENB.
NEGATIVE SR-VÆRDIER INDIKERER AT RESULTATET PÅVIRKES I NEGATIV RETNING NÅR PARAMETER-
VÆRDIEN ØGES - OG MODSAT.

GBB-GENB	SR				Value Added
	Grundvands-ressource	Drivhus-effekt	Næringssalts-belastning, (P)	Næringssalts-belastning, (N)	
Kemiforbrug, GBB (samlet)	-	-0,01	-	-	-0,01
Kemiforbrug, RO (samlet)	-	0,01	-	-	0,01
Kemiforbrug, HOCO (samlet)	-	0,01	-	-	0,01
Kemiforbrug, renseanlæg (samlet)	-	-0,07	-	-	-0,14
Energiforbrug, GBB	-	0,71	-	-	0,38
Energiforbrug, RO	-	0,24	-	-	0,11
Energiforbrug, renseanlæg	-	-0,16	-	-	-0,11
CH ₄ -udl., GBB (B, Lign. 9)	-	0,84	-	-	-
CH ₄ -udl., renseanlæg (B, Lign. 9)	-	-0,53	-	-	-
Udløb fra GBB (P)	-	-	-0,01	-	-
Udløb fra renseanlæg (P)	-	-	1,00	-	-
Udløb fra GBB (N)	-	-	-	-0,08	-
Udløb fra renseanlæg (N)	-	-	-	1,00	-
Investering, GBB	-	-	-	-	0,40
Vedligehold, RO	-	-	-	-	0,04
Rentesats	-	-	-	-	0,23
Levetid, GBB	-	-	-	-	-0,20
Kemi-pris, GBB (Alum)	-	-	-	-	0,01
Kemi-pris, HOCO (HNO ₃)	-	-	-	-	-0,12
Kemi-pris, Renseanlæg (PAX)	-	-	-	-	-0,10
WSI	1,00	-	-	-	-

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier:

70

Eco-efficiency

Sensitivitetsraten indikerer om resultatet påvirkes ved ændring af den pågældende parameter. Jo højere en SR-værdi des mere følsom er resultatet. Særligt forbrug af energi til GBB og udledning af CH₄ ved spildevandsbehandling påvirker drivhuseffekten for begge scenarier (Tabel 65 og 66). Hvis energiforbrug eller CH₄-udledning forekommer på HOCO, bliver resultatet yderligere negativt (positiv SR), dvs. implementering af GBB-UDL eller GBB-GENB forårsager større udledning af drivhusgasser end BAU. Negativ SR for fx øget udledning af CH₄ på renseanlægget indikerer at resultatet påvirkes i negativ retning, med en overordnet mindre miljøpåvirkning af drivhuseffekten. Dette skyldes at denne påvirkning elimineres ved implementering af både GBB-UDL og GBB-GENB.

Reduceres omsætning af N og P på renseanlægget så belastning af næringssalte til Storåen øges, påvirkes resultatet i forholdet 1:1 ved GBB-GENB, eftersom der ikke udledes hverken N eller P fra GBB i dette scenarie (Tabel 66). Hvis ændringen sker ved behandling med GBB, påvirkes resultatet i meget lille grad eftersom det er meget lidt N og P, der sendes via RO-koncentrat til renseanlægget for videre behandling. For GBB-UDL er næringssaltsbelastning af både ferskvand og hav følsom overfor ændrede udledninger af P og N, både fra GBB og fra renseanlægget.

Det overordnede resultat for VA er særligt følsomt over for investeringsudgifter til GBB og energiforbrug til GBB. Eftersom VA er negativ vil en forøgelse af investeringsudgifterne yderligere påvirke resultatet i negativ retning, hvilket vil sige at VA falder med 6,3 % ved GBB-UDL når investeringsudgifterne stiger med 10 %. Resultatet påvirkes i mindre grad (4 %) ved GBB-GENB eftersom investeringsudgifterne til RO-anlægget også indgår og ikke varieres. Energiforbrug til GBB har stor betydning for VA, eftersom udgifter til elektricitet udgør en ca. 23 % af udgifterne på HOCO.

Levetid og rentesatsen på investering af GBB blev også undersøgt, og resultatet viser at begge parametre påvirker resultatet i højere grad end både variationer i prisen på kemikalier og vedligehold.

Valg af karakteriseringsfaktoren, WSI, påvirker resultatet med en SR = 1. WSI blev sat til 0,38, udregnet som et gennemsnit af WSI for den terrænnære, den dybe og den regionale grundvandsressource. Såfremt denne ændres til 0,03 (WSI angivet for den terrænnær grundvandsressource) eller 0,62 (WSI angivet for den dybe grundvandsressource), reduceres påvirkning af grundvandsressourcen med en faktor 13 eller øges med en faktor 2. Den positive effekt af implementering af RO-anlægget i GBB-GENB på grundvandsressourcen reduceres således fra 19,3 mPE/ton indvejet mælk til 1,5 mPE/ton indvejet mælk. I denne situation vil næringssaltsbelastning af ferskvand (P) reduceres mere end belastning af grundvandsressourcen.

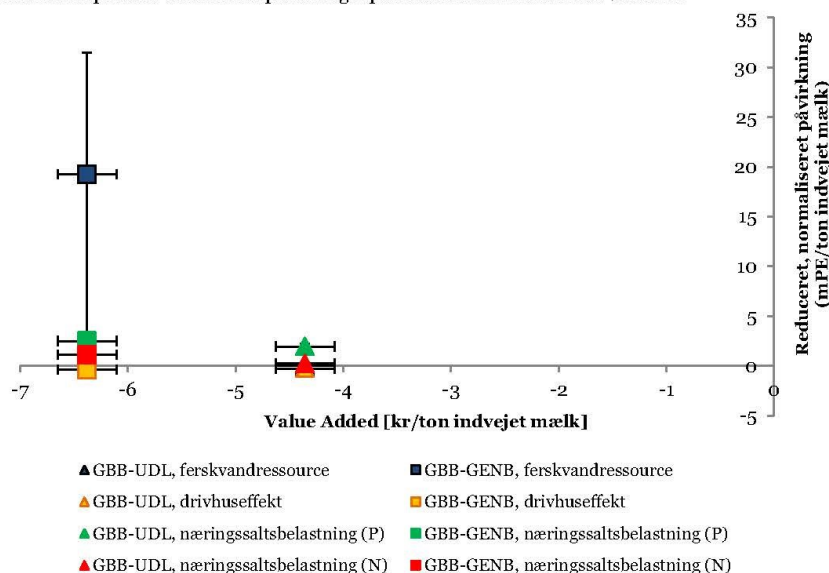
Med den benyttede normaliseringsfaktor på 19,21 for grundvandsressourcen, ses det af miljøvurderingen, at den positive effekt af GBB-GENB er den dominerende af de fire kategorier normaliseret. For at ændre på dette resultat skulle normaliseringsfaktoren ændres mere end 670 %, svarende til en national WSI på 2,26. WSI på 2,26 svarer dog til stærkt belastet grundvandsressource, hvilket langt fra er tilfældet i store dele af Danmark. Det vurderes at grundvandsressourcen selv med nogen usikkerhed på normaliseringsfaktoren fortsat vil være påvirkningskategorien der resulterer i den største besparelse (for GBB-GENB).

RO-anlægget blev dimensioneret konservativt dvs. med reduceret flux og en reduceret vandudnyttelse (75%) for at undgå fouling. Hvis vandudnyttelsen viser sig at være større end forventet, forbliver påvirkning af grundvandsressourcen den dominerende påvirkningskategori. Vandudnyttelsen skal under 10 % for ikke længere at dominere resultatet, hvilket ikke bliver aktuelt.

Analyse af livscyklus og deres bidrag til det overordnede resultat, samt sensitivitetsanalyse af udvalgte parametre identificerede særligt følsomme parametre og parametre med betydende indflydelse. Særlig opmærksomhed bør således rettes mod forbrug af energi til GBB og udledning af CH₄ ved spildevandsbehandling både fra GBB og fra Holstebro Centralrenseanlæg, kvælstof- og fosforudledning til Storåen fra renseanlægget, investeringsudgifter til GBB, samt valg af WSI. Verifikation af disse parametre ved nærmere designanalyse eller når projektet implementeres, og ved direkte måling af udledninger, vil gøre evaluering af eco-efficiency potentialet for de to scenarier mere robust.

4.3 Kvantificering af Eco-efficiency potentialet for Case 3

Miljøpåvirkning af henholdsvis grundvandsressource, drivhuseffekt og næringssaltsbelastning for ferskvand og hav blev sammenholdt med evaluering af økonomiske effekter ved implementering af henholdsvis GBB-UDL og GBB-GENB, for at illustrere eco-efficiency potentialet i forhold til BAU (Fig. 34). Resultatet af sensitivitetsanalysen blev brugt til at illustrere resultاتفølsomhed. Det skal bemærkes at fejlmargenen er repræsenteret ved variation af den parameter der påvirker resultatet mest. For Value Added er fejlmargenen angivet ved +/- 10 % variation af parameteren Investering. For påvirkning af grundvandsressourcen er fejlmargenen angivet ved ændring af WSI til henholdsvis 0,03 og 0,62. Fejlmargenen for henholdsvis drivhuseffekt, givet ved +/- 10 % variation af energiforbrug til GBB og næringssaltsbelastning af ferskvand og hav, givet ved +/- 10 % variation af udløb til Storåen fra Holstebro Centralrenseanlæg, er så lille at den ikke kan ses (Fig. 34). Fejl-angivelserne er kun vejledende og er ikke en opgørelse af den signifikante forskel mellem tiltagene, eftersom den præcise usikkerhed på udvalgte parametre ikke er nærmere bestemt.



FIGUR 34 ECO-EFFICIENCY POTENTIALT BEREGET FOR DE TO SCENARIER, GBB-UDL OG GBB-GENB I FORHOLD TIL BAU. FEJLLINJERNE VISER DEN STØRSTE PÅVIRKNING VED +/- 10 % VARIATION AF PARAMETRE FRA SENSITIVITETSANALYSEN DER PÅVIRKER VA OG DE TRE MILJØKATEGORIER, DRIVHUSEFFEKT OG NÆRINGSSALTSBELASTNING FOR FERSKVAND OG HAV. DE VERTIKALE FEJLLINJER FOR GRUNDVANDSRESSOURCEN VISER PÅVIRKNING VED AT BENYTTET MIN-MAX DEFINEREDE WSI-VÆRDIER.

Hverken GBB-UDL eller GBB-GENB har et højere eco-efficiency potentiale end BAU, eftersom VA for begge scenarier er negativ. I forhold til GBB-UDL introducerer GBB-GENB ekstra udgifter ved investering og drift af RO-anlæg, som overgår de økonomiske besparelser ved at reducere forbrug af drikkevand. Derfor ender GBB-GENB, med at have en lavere VA end GBB-UDL. Desuden er der

øget påvirkning af drivhuseffekten, eftersom GBB og RO-anlægget har et større forbrug af elektricitet i forhold til de besparelser, der opnås ved at gå fra central til decentral spildevandsrensning.

Som tidligere nævnt under vurdering af miljøpåvirkning, leder implementering af de to scenarier til reduktion af påvirkningskategorierne nærings saltsbelastning for ferskvand og hav, og GBB-GENB leder til store reduktioner af påvirkningskategorien grundvandsressource. Sammenlignes de fire normaliserede påvirkninger direkte, er den negative påvirkning af drivhuseffekten langt mindre end det positive bidrag til de tre andre påvirkningskategorier og scenariet kan således samlet siges at have et højere miljømæssigt potentiale end BAU. Det samme gælder for GBB-UDL selv uden det positive bidrag fra genbrug af RO-vand. Dette er under forudsætning af, at de fire påvirkningskategorier vægtes lige højt. Begge scenarier er derfor miljømæssigt at foretrække over BAU.

Den overordnede analyse viser at GBB-UDL forårsager den mindste reduktion af VA, mens GBB-GENB samlet set resulterer i det største positive bidrag til miljøpåvirkningen.

Fejllinjerne indikerer hvordan resultaterne påvirkes ved ændring af parametre eller scenarie-/modelvalg. Ved de illustrerede fejlmargener forventes ingen ændring af de overordnede konklusioner, men da beregningen af den eksakte usikkerhed ligger uden for denne analyses rækkevidde bør dette undersøges yderligere i opfølgende studier.

Implementering af GBB kan resultere i besparelser internt på mejeriet i forbindelse med opvarmning af ellers 11 grader drikkevand fra Nibsbjerg, eftersom det genanvendelige RO-vand er ca. 25 grader. Modsat kan vandet også skulle køles. HOCO bruger årligt 112.539 MWh naturgas i modsætning til 41.705 MWh elektricitet og selvom enhedsprisen på varme er betragteligt lavere end på elektricitet, kan den øgede temperatur på vandet påvirke det årlige varmeregnskab, udover det grønne regnskab i form af reduceret CO₂-udledning. RO-vandet er også betydeligt blødere end drikkevand fra Nibsbjerg og der kan således forekomme besparelser i forbindelse med afkalkning af kedler og andet procesudstyr. Modsat bevirker det 25 grader varme spildevand fra HOCO at vandet i procestankene på Holstebro Centralrenseanlæg aldrig bliver under 11 grader, hvilket er fordelagtigt for stofomsætningen (Agerbo 2016). Hvis HOCO beslutter at implementere decentral spildevandsrensning, vil Holstebro Centralrenseanlæg måske opleve en langsommere stofomsætning. Om dette er nok til at opveje fordelene ved brug af MBR- og RO-anlæg er ikke undersøgt her. Implementering af GBB på HOCO vil også resultere i, at indløb Syd på renseanlægget ikke længere er i brug. Renseanlægget blev åbnet i 1948 og står til at blive erstattet af et nyt renseanlæg i 2022, med en samlet investering på 330 mio. kr. Set fra et samlet økonomisk perspektiv er det vigtigt, at inkludere de eventuelle forandringer som GBB-UDL og GBB-GENB repræsenterer i designet af det fremtidige renseanlæg. Desuden har HOCO ikke tilladelse til at udlede mere spildevand til renseanlægget og mejeriet kan derfor ikke udvide deres generelle produktion, medmindre de reducerer/optimerer deres spildevandsproduktion, implementerer en løsning som GBB eller renseanlægget dimensioneres til øgede udledninger fra mejeriet. Eco-efficiency analysen for implementering af decentral spildevandsrensning på HOCO illustrerer således tydeligt hvor meget økonomien for de offentlige institutioner som fx vandværker og renseanlæg er knyttet til deres kunder og hvordan ændringer, som GBB-GENB, resulterer i tab af fortjeneste på vandværket på 2,3 mio. kr og 7,3 mio. kr på renseanlægget. Den økonomiske gevinst for HOCO ved en eventuelt udvidelse af produktionen er ikke forsøgt opgjort her, men vil bidrage til fordel for decentral spildevandshåndtering, som i tilfældet med GBB.

I scenariet GBB-GENB sendes RO-koncentratet til renseanlægget, eftersom koncentrationerne af COD og N overgår udledningskriterierne fra Spildevandsbekendtgørelsen (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016). Udover COD og N er vandet dog mikrobiologisk rent og kan ved fortynding ledes direkte til recipient. Hvis HOCO søger om tilladelse til at udlede RO-koncentratet

til recipient i en såkaldt fortyndingszone eller ved fortynding med fx opsamlet regnvand kan HOCO undgå udgifter til spildevandsbehandling på Holstebro Centralrenseanlæg. Dette vil resultere i at den samlede VA bliver mindre negativ (tæt på BAU), men vil samtidig betyde at VA for HOCO stiger, mens VA for Holstebro Centralrenseanlæg falder yderligere.

Teknologien bag GBB (MBR) er bedre til at tilbageholde mikroorganismer herunder patogener og organisk mikroforurening som ender i spildevandet fra kørerne end et konventionelt spildevandsanlæg (Radjenović et al. 2008). Udlledning fra GBB resulterer således i yderligere positive miljøeffekter som ikke er inkluderet i denne analyse og som er svære at sætte kroner og øre på.

Genbrug af rensset spildevand er et omdiskuteret emne. En væsentlig barriere for genvandendelse af vand på blandt andet mejerier er fødevarer sikkerhed, herunder hvordan reglerne for dette administreres af fødevaremyndighederne (Miljøstyrelsen 2015). I henhold til EU krav kan der gives dispensation til genbrug af vand i produktionen, såfremt vandet ikke udgør en risiko for kontaminering, men på nuværende tidspunkt foreligger ingen branchestandarder og det er derfor en omstændelig proces at opnå dispensation (Miljøstyrelsen 2015). Dette kan således udgøre en stor barriere for implementering af GBB-GENB på HOCO. Desuden kan der opstå yderligere udgifter til løbende monitoring af kvaliteten, såfremt ekstraordinær kvalitetssikring kræves ved godkendelse af dispensation.

Beregning af disse typer af "ukendte" konsekvenser ved implementering af enten GBB-UDL eller GBB-GENG ligger uden for denne rapport's omfang. Det er dog vigtigt at pointere, at der kan være yderligere positive og negative konsekvenser ved implementering af decentral spildevandsrensning, samt genbrug af rensset spildevand, som kan være svære at konkretisere og evaluere, men som indgår i en holistisk evaluering af vandbesparende initiativer.

5. Diskussion af Eco-efficiency

Formålet med eco-efficiency analysen er, at evaluere teknologier og deres potentiale for at reducere negative miljøpåvirkninger og samtidig øge funktionalitet og værdi. Behovet for eco-efficiency i produkter og teknologier ses i stadig større omfang, i takt med stigende efterspørgsel og mangel på ressourcer. Metoden inkluderer analyse af miljøpåvirkninger, i dette tilfælde udført ved en LCA-screening, og vurdering af de økonomiske forhold fundet ved analyse af VA.

LCA-screening dækker over analyse af udvalgte miljøpåvirkninger, hvor ressourceforbrug og miljøpåvirkning blev angivet på årsbasis og hvor det ikke er nødvendigt at gøre rede for samtlige input-output sammenhænge, når disse ikke har relevans for systemet (uden for afgrænsningen). Analysen blev udført i Excel-regneark og LCA-værktøjet EASETECH blev brugt som opslagsværktøj til at beregne påvirkning ved fx 1 kg salpetersyre.

LCA-screening gjorde det muligt at fokusere på særligt udvalgte miljøpåvirkninger, såsom drivhuseffekt og næringssaltsbelastning og simplificerer således opsætning af systemet. Problemet ved metoden er risikoen for at overse hvorvidt produktionen af 1 kg salpetersyre udgør en langt større trussel mod en ikke-inkluderet miljøpåvirkning. Den endelige konklusion af analysen kan i så fald falde ud til anden side. Der ligger således en implicit vægtning af miljøpåvirkninger i metoden, hvor ikke-inkluderede miljøpåvirkninger ikke anses for vigtige for resultatet.

Eftersom EASETECH blev benyttet som opslagsværktøj til at beregne påvirkning af adskillige parametre, og at input-output sammenhænge inden for systemafgrænsningen blev beregnet for samtlige ressourcer og udledninger, vurderes det at være en fordel at benytte eksisterende værktøj, som fx EASETECH til opsætning af systemet. Brug af software kan reducere forståelsen for de bagvedliggende beregninger af for- og baggrundspåvirkninger og øge risikoen for at benytte "standardværdier" for parametre og faktorer. Det forudsætter dog at brugeren generelt har forståelse for værktøjet og således kan foretage korrekte valg med hensyn til procesberegninger og antagelser.

Den økonomiske analyse af systemet blev foretaget ved beregning af VA. VA blev fundet for samtlige aktører tilhørende det samme system som under LCA-screening, for at sikre proportionalitet mellem miljøvurdering og vurdering af VA.

VA er merværdien af en proces dvs. forskellen mellem udgifter til materialer og den pris der opnås ved at sælge det endelige produkt eller service. Analyse af VA for både Thise og HOCO viste, at et faldende salg på henholdsvis vandværker og renseanlæg resulterede i faldende VA. Eftersom VA dækker over udgifter til lønninger, investeringer og kapital, vil faldende VA enten give sig udslag i fyringer, lavere lønninger, re-investeringer eller ved at virksomhedens kapital er fleksibel og kan agere som buffer i perioder med udsving i salg og produktion. Vandværker og renseanlæg skal hvile i sig selv og må derfor ikke tjene penge på salg af deres tjenester. Deres økonomiske kapital antages derfor at være nul. Under antagelse af at de faste udgifter i form af lønninger og investeringer på vandværket/renseanlægget er konstante, må enhedsprisen på produktet nødvendigvis stige for at kompensere for faldende salg (VA=konstant). Dette kan potentielt blive aktuelt for Holstebro Centralrenseanlæg hvis deres VA reduceres med 20 % således at faste udgifter skal dækkes af en 20 % lavere indtjening. Enhedsprisen på spildevand vil således stige i henhold til:

$$VA_{BAU} = Q_{ind,BAU} \cdot EP_{ind,BAU} - Q_{ud,BAU} \cdot EP_{ud,BAU} \Leftrightarrow EP_{ind,-20\%} = \frac{VA_{BAU} + Q_{ud,-20\%} \cdot EP_{ud,-20\%}}{Q_{ind,-20\%}}$$

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

75

Dette vil påvirke de aktører, der fortsat afleder spildevand til renseanlægget - i HOCOs tilfælde borgere i Holstebro, med højere udgifter til spildevandsafledning, hvilket igen vil reducere VA for denne aktør. Da borgerne ikke er inkluderet i systemet for HOCO, bliver denne afledte effekt ikke medregnet. Det er heller ikke sikkert at øget spildevandstakst er konsekvensen af decentral spildevandsrensning på HOCO. Vestforsyningen kan ligeså vel hæve prisen på deres drikkevand, hvorved HOCOs VA igen falder. Ved brug af VA til beregning af økonomiske konsekvenser af produkter og teknologier ignoreres hvordan faldende/stigende VA påvirker de underliggende kategorier som lønninger, investeringer og kapital, men som eksemplet her viser, kan de underliggende kategorier være betydende for det overordnede system.

Efter beregning af miljøpåvirkning og VA for henholdsvis KfV, KfV-PVV og RINGL for Thise og GBB-UDL og GBB-GENB for HOCO blev disse resultater brugt til at beregne eco-efficiency potentialet for den aktuelle teknologi.

I begge cases blev forskellen mellem BAU og teknologi undersøgt, og ikke de totale værdier for VA og miljøpåvirkning. Det var således ikke muligt at benytte eco-efficiency-kvotienten til at udpege teknologien med det højeste eco-efficiency potentiale. I stedet blev der taget udgangspunkt i, hvorvidt teknologien bibringer øget værdiskabelse og mindre negativ miljøpåvirkning, illustreret som på Fig. 6. Som set for Thise, gjorde denne metode det ikke muligt at vurdere om RINGL eller KfV-PVV er den bedste teknologi og det er således nødvendigt at lave en subjektiv vægtning af resultatet for at finde teknologien med det højeste eco-efficiency potentiale. Til gengæld tydeliggør metoden og det grafiske resultat forskellene mellem teknologierne og deres styrker og svagheder. I henhold til Eco-efficiency kvotienten kan en teknologi lede til en meget højere værdiskabelse (end BAU), men med øget påvirkning af miljøet og omvendt og stadig resultere i et højere eco-efficiency potentiale (end BAU). Det er derfor ikke så interessant udelukkende at kigge på eco-efficiency potentialet uden at vurdere de bagvedliggende resultater.

En teknologi kan også vise sig at have et højere eco-efficiency potentiale end BAU, men set fra et bæredygtighedsperspektiv, ikke resultere i en mere lokal/global bæredygtig produktion, ved fx at give incitament til øget forbrug. Et eksempel kan være implementering af en teknologi, der frigør økonomiske ressourcer til en udvidelse af produktion eller, reduktion i priser, der igen medfører et øget forbrug og dermed øgede udledninger. Dette kaldes "the rebound effect" (Hauschild 2015). Videre udvikling af eco-efficiency-metoden bør inkludere analyse af mulige rebound-effekter.

6. Konklusion

Under projektet "Vandeffektive mejerier – et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri" er eco-efficiency potentialet for fem forskellige teknologier på to mejerier blevet analyseret ud fra et holistisk perspektiv ved at sammenholde miljøvurderinger (LCA) og vurderinger af værdiskabelse beregnet som Value Added (VA), dvs værdien, der skabes i form af arbejdstid og kapital til investeringer. De to involverede mejerier var henholdsvis Thise og HOCO, begge placeret i det nordvestlige Jylland.

På Thise mejeri blev to forskellige cases undersøgt: Reduktion af vand, ved implementering af mere effektive pakkåser og varmeveksler, og genbrug ved genanvendelse af RO-permeat. På HOCO blev decentral spildevandsbehandling undersøgt, i to varianter, hvor det rensede spildevand i et scenarie udledes til et lokalt vandløb og i et andet scenarie efter yderligere polering af det rensede vand tænkes genbrugt som erstatning for drikkevand på mejeriet. De fem scenarier blev alle vurderet i forhold til Business-As-Usual (BAU) og effekterne opgjort i forhold til den funktionelle enhed "ton indvejet mælk".

Analyse af eco-efficiency potentialet for de tre teknologier på Thise viste at KfV-PVV introducerede den største stigning i VA, mens RINGL samlet set resulterede i det største positive bidrag til miljøpåvirkningen. RINGL resulterede dog i en øget drivhuseffekt som følge af et reduceret pres på grundvandsressourcen. Hvis drivhuseffekten prioriteres højere end grundvandsressourcen af beslutningstagere, fx på grund af rigelige vandressourcer i området (lavt Water Stress Index, WSI), vil RINGL kunne vurderes at have et lavere eco-efficiency potentiale end BAU.

Decentral spildevandsbehandling med og uden polering med RO-behandling at viste sig at have et lavere eco-efficiency potentiale end BAU. Dette var primært på grund af reduceret VA for det samlede system. Decentral spildevandsbehandling resulterede i øget VA for HOCO i begge scenarier, og kigges der isoleret på HOCO er det således en økonomisk fordelagtig løsning. VA for de øvrige aktører herunder vandværket, renseanlægget og biogasanlægget faldt mere end det steg på HOCO, hvorved teknologierne viste sig at være økonomisk uhensigtsmæssige for det samlede system. Analysen for implementering af decentral spildevandsrensning på HOCO illustrerer hvor meget økonomien for de offentlige institutioner som fx vandværker og renseanlæg er knyttet til deres kunder og hvordan større ændringer, i dette tilfælde 20 %, har en negativ effekt på det samlede system. Begge decentrale spildevandsløsninger udgjorde forbedringer i forhold til miljøpåvirkninger på grund af reducerede udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet. Genbrug af rensede spildevand reducerede samtidig påvirkning af grundvandsressourcen. Begge scenarier resulterede dog i øget negativ påvirkning af drivhuseffekten, da besparelserne på vandværket og renseanlægget ikke var tilstrækkeligt til at kompensere for et større energibehov til at drive anlæggene på HOCO.

Sammenlignes de fem teknologier efter normalisering, ses det at de mindre løsninger på Thise havde et positivt økonomisk bidrag på 0,1-1,6 kr/ton indvejet mælk, mens de større teknologiske input som decentral spildevandsbehandling havde et negativt bidrag på 4-6 kr/ton indvejet mælk. For miljøpåvirkningerne varierede de mellem -0,007 (CO₂) til 1,4 (vand) mPE/ton indvejet mælk på Thise og mellem -0,36 (CO₂) til 19 (vand) mPE/ton indvejet mælk på HOCO.

Vurdering af miljøpåvirkninger og økonomiske forhold ved implementering af vandeffektive teknologier har vist, at der er besparelser at hente både økonomisk og miljømæssigt ved flere af de undersøgte løsninger. Store besparelser af vand på Thise sker dog på bekostning af øget negativ påvirkning af drivhuseffekten og det er derfor relevant at vurdere de eksisterende forhold for vandindvindingen inden vandeffektive teknologier prioriteres.

7. Referencer

- Agerbo, K., 2016. Personlig kommunikation.
- Angelis-Dimakis, A., Arampatzis, G. & Assimacopoulos, D., 2016. Systemic eco-efficiency assessment of meso-level water use systems. *Journal of Cleaner Production*. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261630052X> [Accessed April 14, 2016].
- Appels, L. et al., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), pp.755–781. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360128508000312> [Accessed July 11, 2014].
- Berlin, J., 2002. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal*, 12, pp.939–953. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958694602001127>.
- Casani, S., Rouhany, M. & Knøchel, S., 2005. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. , 39, pp.1134–1146.
- Christensen, J.F., 2016. Personlig kommunikation.
- Clavreul, J., Guyonnet, D. & Christensen, T.H., 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management*, 32(12), pp.2482–2495.
- Dahlström, K. et al., 2004. Iron, steel and aluminium in the UK: material flows and their economic dimensions. *Policy Studies*, (April). Available at: <http://www.psi.org.uk/publications/archivepdfs/environment/finalProjectReport.pdf>.
- Dalsgaard, T., 2016. Personlig kommunikation.
- Dam, B.B., 2016. Personlig kommunikation.
- Danva, 2014. Vand i tal 2014. *Danva*, p.10.
- Doorn, M.R.J. et al., 2006. Wastewater Treatment and Discharge. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, pp.1–28.
- DTU, 2016. EASETECH. Available at: <http://www.easetech.dk/>.
- EASETECH DTU, 2016a. Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006.
- EASETECH DTU, 2016b. Road, Long haul truck, Euro3, 25t, Generic, 2006.
- Ecolab, 2015. Annual report 2015.
- Energitilsynet, 2016. Marked. Available at: <http://energitilsynet.dk/el/marked/> [Accessed September 26, 2016].
- European Environment Agency, 2012. *Towards efficient use of water resources in Europe*, Available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/towards-efficient-use-of-water>.
- Finansministeriet, 2013. Faktaark, ny og lavere samfundsøkonomisk diskonteringsrente. , p.1.
- Gammel, K., 2016. Personlig kommunikation.
- GEUS, 2016. Jupiter databasen: www.geus.dk/jupiter, tilgængeligt 30. april 2016
- Godskesen, B., 2012. *Sustainability evaluation of water supply technologies - by using life-cycle and freshwater withdrawal impact assessment & multi-criteria analysis*. Technical University of Denmark.
- Graedel, T.E., 1995. *Industrial ecology*, AT&T.
- Grundfos BioBooster A/S, Grundfos BioBooster, Cleaner water - Greener environment. *Brochure*. Available at: <https://stateofgreen.com/files/download/121>.
- Hansegard, K., 2013. EcoWater, 4th Case Study Workshop.
- Hauschild, M.Z., 2015. Better – But is it Good Enough? On the Need to Consider Both Eco-efficiency and Eco-effectiveness to Gauge Industrial Sustainability. *Procedia CIRP*, 29, pp.1–7. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212827115004382>.
- Heijungs, R., Settanni, E. & Guinée, J., 2013. Toward a computational structure for life cycle
- Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffektive teknologier på danske mejerier: 79
Eco-efficiency

- sustainability analysis : unifying LCA and LCC. , pp.1722–1733.
- Huijbregts, M.A.J., 1998. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), pp.273–280. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/BF02979835> [Accessed July 3, 2016].
- Hunkeler, D., Lichtenvort, K. & Rebitzer, G., 2008. *Environmental life cycle costing*, CRC Press.
- ILCD, 2010a. *ILCD Handbook, International Reference Life Cycle Data System, General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Available at: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>.
- ILCD, 2010b. *ILCD Handbook, International Reference Life Cycle Data System - Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators*,
- IPCC, 2007. Direct Global Warming Potential. Available at: https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html [Accessed April 29, 2016].
- ISO, 2008a. DS/EN ISO 14040, Miljøledelse - Livscyklusvurdering - Principper og struktur, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. , p.20.
- ISO, 2008b. DS/EN ISO 14044, Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Krav og vejledning, Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- ISO, 2012a. DS/EN ISO 14045, Miljøledelse – Vurdering af produktsystemers øko-effektivitet – Principper, krav og vejledning, Environmental management - Eco-efficiency assessment of product systems - Principles, requirements and guidelines (ISO 14045:2012). *European Committee for Standardization*, p.14045.
- ISO, 2012b. Miljøledelse – Livscyklusvurdering – Illustrative eksempler på brug af DS / EN ISO 14044 ved vurderinger af miljøpåvirkninger i livscyklus Environmental management – Life cycle assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to.
- Jollands, N., Lørritz, J. & Patterson, M., 2004. Aggregate eco-efficiency indices for New Zealand--a principal components analysis. *Journal of environmental management*, 73(4), pp.293–305. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479704001495> [Accessed April 13, 2016].
- Jørgensen, P.E. et al., 2010. *Test af membran bioreaktor-teknologier*, By- og landskabstyrelsen, Miljøministeriet.
- Kemira, 2015. Annual Report 2015. , p.68. Available at: <http://www.worldbank.org/en/about/annual-report>.
- Kim, D. et al., 2013. Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(5), pp.1019–1035.
- Krigslund, N., 2015. Thise må ansætte for at følge med skyr-salget. *FødevareWatch.dk*. Available at: <http://goo.gl/YI9Pg> [Accessed April 15, 2016].
- Lloyd, S.M., 2007. Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1).
- Lund, H. et al., 2010. Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(3), pp.260–271.
- Mannina, G. et al., 2016. Greenhouse gases from wastewater treatment - A review of modelling tools. *Science of the Total Environment*, 551–552, pp.254–270. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.163>.
- Martinez-Sanchez, V., Kromann, M.A. & Astrup, T.F., 2015. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. *Waste Management*, 36, pp.343–355. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.033>.
- Mekonnen, M.M. & Hoekstra, A.Y., 2012. A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products. *Ecosystems*, 15(3), pp.401–415.
- Meneses, Y.E. & Flores, R.A., 2016. Feasibility , safety , and economic implications of whey-recovered water in cleaning-in-place systems : A case study on water conservation for the dairy industry. , pp.1–12.
- Metcalf & Eddy, I., 2004. *Wastewater engineering: Treatment and reuse* 4th Ed. G. Tchobanoglous, F. L. Burton, & D. H. Stensel, eds., McGraw-Hill, New York.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2016. Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4. , p.BEK nr 726 af 01/06/2016.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2015a. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. , p.BEK nr 1310 af 25/11/2015.

- Miljø- og Fødevareministeriet, 2008. Miljøskadelovens skadebegreb, Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2008. Available at: <http://goo.gl/dYvpt9> [Accessed July 28, 2016].
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2015b. Vandplaner (2009-2015). Available at: <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vandplaner/vandplaner-2009-2015/> [Accessed April 21, 2016].
- Miljøministeriet, 2011a. *Vandplan 2009-2015. Limfjorden, Jylland*,
Miljøministeriet, 2011b. *Vandplan 2009-2015. Nissum Fjord, Jylland*,
Miljøstyrelsen, 2015. *Vandeffektive mejerier - et partnerskab på vejen mod det vandløse mejeri - udkast til Midtvejsrapport*,
Moreau, V. & Weidema, B.P., 2015. The computational structure of environmental life cycle costing. , pp.1359–1363.
Mose, V., 2016. Personlig kommunikation.
Møibæk, J., 2016a. Partnerskabet "Vandeffektive Mejerier" - Koncept for tildeling af tilskud til udstyr i vandeffektiv teknologi.
Møibæk, J., 2016b. Personlig kommunikation.
Møibæk, J. & Andersen, M., 2016. Translation of national guide into practical implementation - exemplified by a case study in Thise Dairy. PowerPoint Præsentation.
Naturstyrelsen, 2013. *Det vandløse mejeri*,
Nielsen, L., 2016. Personlig kommunikation.
Olsen, A.B., 2015. Miljøredegørelse Thise Mejeri. , pp.1–11.
Olsen, K.W., 2013. Mejerier kan bruge meget mindre vand. *Foodculture.dk*. Available at: <http://goo.gl/N7Pceg> [Accessed April 3, 2016].
Park, Y.S., Egilmez, G. & Kucukvar, M., 2016. Emergy and end-point impact assessment of agricultural and food production in the United States: A supply chain-linked Ecologically-based Life Cycle Assessment. *Ecological Indicators*, 62, pp.117–137. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X15006779> [Accessed December 18, 2015].
Plappally, A.K. & Lienhard V, J.H., 2012. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(7), pp.4818–4848. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032112003541> [Accessed February 19, 2016].
Porter, M.E., 1985. *Competitive Advantage : Creating and Sustaining Superior Performance*, The Free Press.
Poudel, B., 2015. Multi-stage treatment widens industrial reuse opportunities.
Poudel, B., 2016. Personlig kommunikation.
Rad, S.J. & Lewis, M.J., 2014. Water utilisation , energy utilisation and waste water management in the dairy industry : A review. *International Journal of Dairy Technology*, 67(1), pp.1–20.
Radjenović, J. et al., 2008. Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology. In *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 275–280. Available at: http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-75104-1_104 [Accessed July 27, 2016].
ReCiPe, 2012. ReCiPe. Available at: <http://www.lcia-recipe.net/home> [Accessed April 29, 2016].
Rygaard, M. et al., 2009. A5 Opstilling af tjekliste og evaluering af afsaltnings-scenarie for København.
Rygaard, M. et al., 2013. Sekundavand i Nordhavn - En forundersøgelse til strategi for alternativ vandleverance.
Schaltegger, S. & Sturm, A., 1989. *Oekologieinduzierte Entscheidungsprobleme des Managements : Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von Instrumenten*, Basel: WWZ.
Schmidheiny, S., 1992. *Changing Course – A Global Business Perspective on Development and the Environment* B. C. for S. Development, ed.,
Silhorko A/S, Omvendt osmoseanlæg (RO-anlæg) til afsaltning. Available at: <http://goo.gl/uFdBdr> [Accessed July 28, 2016].
Simonsen, M., 2012. *Fuel consumption in heavy duty vehicles. A report from the Transnova-project: "Energy- and environmental savings in Lerum Frakt BA,"* Statens Vegvesen, Norge.
Turovskiy, I.S. & Mathai, P.K., 2005. Anaerobic Digestion. In *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., pp. 173–212. Available at: <http://dx.doi.org/10.1002/047179161X.ch5>.
UNESCO, 2003. *Water for People, Water for Life*,
United Nations, 2012. *WWDR4: Managing Water under Uncertainty and Risk*,

- Verfaillie, H.A. & Bidwell, R., 2000. *Measuring eco-efficiency, a guide to reporting company performance*, Vestforsyningen, 2015. Erhvervskunder, Priser oktober 2015. , 66(269978), p.269978.
- Wang, W. et al., 2016. A Material Flow Analysis (MFA)-based potential analysis of eco-efficiency indicators of China's cement and cement-based materials industry. *Journal of Cleaner Production*, 112, pp.787–796. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615008367> [Accessed March 4, 2016].
- Wenzel, H., 1997. *Environmental Assessment of Products, Volume 1*, Chapman & Hall.
- Whiting, A. & Azapagic, A., 2014. Life cycle environmental impacts of generating electricity and heat from biogas produced by anaerobic digestion. *Energy*, 70, pp.181–193. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544214003673> [Accessed February 4, 2016].
- Wilf, M., 2007. *The guidebook to membrane desalination technology*, Balaban desalination publications, L'aquila, Italy.
- Yu, Y. et al., 2013. Eco-efficiency trends in China, 1978–2010: Decoupling environmental pressure from economic growth. *Ecological Indicators*, 24, pp.177–184. Available at: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12002385> [Accessed April 14, 2016].

8. Bilag 1

WSI er beregnet på basis af data fra vandplanerne (2009-2015) (Miljøministeriet 2011a; Miljøministeriet 2011b) og vurderes ud fra den tilladte årlige indvinding sammenholdt med den udnyttelige ressource (35 % af grundvandsdannelsen). Beregning af grundvandsdannelsen er foretaget ved hjælp af en strømningsmodel (DK-modellen) opstillet af GEUS (Miljøministeriet 2011a).

TABEL 67 BEREGNET WATER STRESS INDEX (WSI) FOR GRUNDVANDSFOREKOMSTEN I NÆRHEDEN AF THISE MEJERI

Grundvandsforekomst	Reference	Område nr.	WSI
Terrænnær	(Miljøministeriet 2011a)	1.2.1.7	0,02
Regional		1.2.2.24	0,32
Dyb		1.2.3.11	0,05
Gennemsnit			0,13

TABEL 68 BEREGNET WATER STRESS INDEX (WSI) FOR GRUNDVANDSFOREKOMSTEN I NÆRHEDEN AF HOCO MEJERI

Grundvandsforekomst	Reference	Område nr.	WSI
Terrænnær	(Miljøministeriet 2011b)	1.4.1.2	0,03
Regional		1.4.2.4	0,49
Dyb		1.4.3.1	0,62
Gennemsnit			0,38

Normaliseringsfaktoren for grundvandsressourcen er produktet af det totale vandforbrug i Danmark i 2014, målt over husholdninger, erhverv, institutioner og vandtab, og det nationale vandstres indeks (WSI=0,28), beregnet på baggrund af data fra vandplanerne (2009-2015) (Miljø- og Fødevareministeriet 2015b) (Bilag 1).

TABEL 69 ANVENDTE NORMALISERINGSREFERENCER (ILCD 2010A) FOR DE INKLUDEREDE PÅVIRKNINGS-KATEGORIER.

	Reference	
Vandforbrug i 2014, målt over husholdninger, erhverv, institutioner og vandtab	65,41 m ³ /person	(Danva 2014)
WSI (nationalt)	0,29	(Miljø- og Fødevareministeriet 2015b)
Normaliseringsfaktor (m³/PE/år)	19,21	

Økonomisk og miljømæssig vurdering af vandeffective teknologier på danske mejerier: Eco-efficiency

83

[Bagside overskrift]

[Bagside tekst]

1



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00
[www. mst.dk](http://www.mst.dk)

3. **Bilag 3**

BRANCHEKODE FOR INDVINDING OG (GEN)ANVENDELSE AF VAND I MEJERIER

OUTLINE

Indhold:

8.1 Indledning.....	1
8.2 Termer.....	2
8.3 Lovgivningsmæssige rammer.....	2
8.4 Metoder til indvinding og behandling af vand	2
8.5 Vandkategorier i et mejeri.....	3
8.5.1 Kategori 1: Drikkevand	4
8.5.2 Kategori 2: Vand af drikkevandskvalitet	4
8.5.3 Kategori 3 og 4: Vand af RO- hhv. ROP-kvalitet.....	7
8.5.4 Kategori 5: Andet vand	9
8.6 Basisprogrammer	10
8.7 Fastsættelse af styringen	10
8.8 Eksempel: Recirkulering af kølevand til ost.....	11
8.9 Recirkulering af vand i CIP systemer.....	12
8.9.1 Eksempel baseret på modstrøms-CIP	15
8.10 RO-vand MM. fra valle, mælk & produktskyl	18
8.10.3 Eksempel baseret på RO-vand med UV behandling	22
8.10.4 Eksempel: RO-vand med pasteurisering.....	27
8.10.5 Eksempel: ROP-vand med UV-behandling.....	31
8.11 Anvendelse af vand af anden kvalitet.....	31
8.11.1 Generelt.....	31
8.11.2 Eksempel: Kølevand, herunder isvand (skrivning ikke afsluttet).....	31
8.12 Referencer	31
BILAG 1: Vurdering af krav til vandets hovedbestanddele og mikrobiologiske kriterier.....	32

8.1 INDLEDNING

I det indledende afsnit af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand vil der stå, at Branchekode tilsigter en dokumentationslettelse for mejerivirksomhederne, idet der på grundlag af risikovurderinger identificeres sikre løsninger for kombination af vandkilde, behandling og anvendelse af andet vand end drikkevand. De risikofaktorer, der har betydning for fødevarerisikoen, er identificeret, og der er fastsat basisprogrammer samt proceskriterier for overvågning og verifikation af systemet, der sikrer overholdelsen af de kvalitetskriterier, der vil være gældende for vandet i forhold til tilsigtet anvendelse.

8.2 TERMER

Følgende vand-termer defineres i den 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand:

- Brugsegnet vand
- Drikkevand
- Genbrugsvand
- Genindvinding
- Indvinding
- Råvand
- Recirkulering
- Rent vand
- Mælkevand
- Kondensat
- Vand af drikkevandskvalitet

8.3 LOVGIVNINGSMÆSSIGE RAMMER

I dette afsnit af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand opsummeres gældende regelsæts relevante bestemmelser for vand og mælkevand:

- Drikkevandslovgivning
- Hygiejneforordningen
- Reglerne for animalske biprodukter
- Reglerne for økologi

8.4 METODER TIL INDVINDING OG BEHANDLING AF VAND

I dette afsnit af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand beskrives kilder til mælkevand (produktskyl, kondensat, kaseinvand o. lign., valle, mælkepermeat m.m.) samt de væsentligste oprensningemetoder.

De væsentligste oprensningemetoder beskrives som følger:

- Omvendt osmose (RO) & Polering (ROP)
 - Princip, herunder styring og faktorer, der kan ændre membrantætheden
 - Risikovurdering, herunder effekt, karakterisering af RO- og ROP vand OG Vækstpotentiale
- UV-behandling
 - Princip, herunder proces-parametre
 - Risikovurdering, herunder effekt
- Pasteurisering
 - Princip
 - Risikovurdering, herunder effekt

Branchekoden udvises senere med organisk fermentering & RO samt oxidering vha. brintverlte

8.5 VANDKATEGORIER I ET MEJERI

Brugsejnet vand inden for mejeriets mure karakteriseres ved

- a) kilden til vandet (fx råvand, mælkevand);
- b) anvendt oprensings teknologi (fx RO);
- c) kvalitetskriterier, der afgør den efterfølgende anvendelse af vandet

Procesvandstrømmen kan også karakteriseres ved hjælp af tilsigtet anvendelse (fx kølevand, kedelvand).

Kategori	Betegnelse	Oprindelse/kilde	Kvalitet	Referencer
1	Drikkevand	Råvand, dvs. fra vandværk eller egen boring	Opfylder alle krav til drikkevand	Kapitel 2.7.1 Kapitel 8.5.1
2	Vand af drikkevands-kvalitet	Genbrugt drikkevand ROP vand og brugt ROP vand med dokumenteret drikkevandskvalitet	Opfylder alle krav til drikkevand, som er relevante for mælkeprodukters sikkerhed og egnethed som menneskeføde	Kapitel 8.5.2 Eksempler: - Kap. 8.7 (kølevand til ost) - Kap. 8.8 (CIP systemer)
3	Vand af ROP-kvalitet (fx ROP-vand)	RO-vand Kondensat Brugt ROP-vand Blandinger med kategori 1 og/eller 2	Er fri for patogener Indeholder urea og andre mælkebestanddele i minimale koncentrationer Har udvidet mikrobiologiske holdbarhed (hvis kombineret med behandling)	Kapitel 8.5.3 Kapitel 8.7
4	Vand af RO-kvalitet (fx RO-vand)	Valle UF-permeat (fra valle, mælk m.m.) Permeat fra produktskyl Brugt RO-vand Blandinger med kategori 1, 2 og/eller 3	Er fri for relevante patogener Indeholder urea og andre mælkebestanddele i meget små koncentrationer Har begrænset mikrobiologiske holdbarhed (hvis kombineret med behandling)	Kapitel 8.5.3 Kapitel 8.9 Eksempler: - Kap. 8.9.3 (RO+UV) - Kap. 8.9.4 (RO+Pasteur)
5	Andet vand	Alle ovenstående kilder Blandinger med kategori 1, 2, 3 og/eller 4	Indeholder mælkebestanddele i små koncentrationer (klart) Kan indeholde patogener Evt. anvendelsesspecifikke kriterier	Kapitel 8.8.5 Kapitel 8.10
6	Teknisk vand	Alle kilder	Evt. anvendelsesspecifikke kriterier	

8.5.1 Kategori 1: Drikkevand

Krav til vandkvalitet og vandforsyningsanlæg er indtil skel (grænselinjen til mejeriets grund) reguleret i miljølovgivningen¹, hvorefter samme er reguleret af fødevarelovgivningen². Krav til vand, der anvendes i en fødevarevirksomhed er reguleret i fødevarelovgivningen. Vand der indvindes også i forbindelse med private borer på virksomheden er reguleret af drikkevandsbekendtgørelsen. Vand, der behandles på virksomheden (f.eks. ionbytning, UV-behandling), er reguleret af fødevarelovgivningen.

Således har vandværket ansvaret for vandets kvalitet fra boring til skel, medens mejervirksomheden har ansvaret for vandets kvalitet fra skel til tappehane inde på virksomheden og for vandkvaliteten fra evt. egen boring. Kommunen fører tilsyn med, at kontrol af vandkvalitet udføres.

Virksomheden skal sikre, at der ikke sker forurening af vandet i virksomhedens eget ledningssystem. Dette gælder også i tilfælde af, at der foretages ændringer af ledningssystemet (ombygninger), og hvis systemet ikke er blevet anvendt i "længere" tid.

Hvis drikkevand leveres fra et vandværk skal der fra vandværket sikres en løbende opdatering af oplysninger om vandkontamineringer.

Det er virksomhedens ansvar at håndtere en eventuel mikrobiologisk kontaminering af vandet på virksomheden. Miljøstyrelsens vejledning om håndtering af overskridelser af de mikrobiologiske drikkevandsparametre skal ligge til grund for vurderingen³. Udtagning af vandprøver med henblik på analyse vil være relevant ved enhver mistanke om forurening af vandet på virksomheden.

Kvalitetskravene til drikkevand skal opfyldes på det sted, hvor vandet først bruges.

8.5.2 Kategori 2: Vand af drikkevandskvalitet

Drikkevand, der genindvindes og anvendes til forarbejdning eller som ingrediens er kategoriseret som "vand af drikkevandskvalitet", og skal være af en kvalitet:

- der sikrer at fødevarer sikkerheden ikke kompromitteres⁴, enten via forurening af fødevarer eller ved negativt at påvirke det formål, som vandet skal anvendes til (f.eks. stoffer der inaktiverer desinfektionsmidler), og
- der overholder relevante grænseværdier for drikkevand.

Mange af de parametre, der anvendes til vurdering af drikkevand er fastsat ud fra en miljøstyringsmæssig betragtning (sporing af grundvandsforurening), medens de parametre, der anvendes til vurdering af fødevarer sikkerheden ofte er anderledes.

Det er drikkevandsbekendtgørelsens parametre, der skal danne grundlag for en vurdering af vandets (drikkevands)kvalitet. Der kan imidlertid være en risiko for, at genindvundet (drikke)vand indeholder andre kemiske eller mikrobiologiske forureninger end dem, der er grænseværdier for i drikkevandsbekendtgørelsen. En vurdering af første anvendelse, de behandlinger der foretages

¹ Vandbekendtgørelsen - Bekendtgørelse nr 292 af 26/03/2014 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg

² Jf. Artikel 2 i Fødevareforordningen (178/2002)

³ Hvis virksomheden selv har udtaget prøver af drikkevandvandet og konstateret en forurening, skal betydningen heraf vurderes, især om det er en sporadisk uskadelig eller en vedvarende problematisk forurening, som kræver særlige foranstaltninger. Virksomheden bør under alle omstændigheder kontakte relevante myndigheder, i de fleste tilfælde kommunen, for at afklare, om der er tale om en generel kontaminering af vandforsyningen, eller om der er tale om en kontaminering i virksomhedens eget ledningsnet.

Hvis der er produkter, der kan være berørt af kontamineringen af vandet, skal virksomheden sikre, at det ikke går ud over fødevarer sikkerheden. Hvis produkter er blevet kontamineret, skal de håndteres som afvigende produkter jf. **Kapitel 12.1**.

⁴ Forordning (EF) nr. 853/2004, Bilag II, Kapitel VII, pkt 3, siger "Vand, der genbruges til forarbejdning eller som ingrediens, må ikke udgøre en risiko for kontaminering. Det skal være af samme standard som drikkevand, medmindre den kompetente myndighed er blevet overbevist om, at vandets kvalitet ikke kan påvirke de færdige fødevarers sundhed".

og anden relevant information om vandets håndtering vil udpege sådanne forureninger og danne grundlag for fastsættelse af supplerende grænser til styring og verifikation

Relevante (drikkevands)parametre

Krav til drikkevand er defineret i Bilag til drikkevandsbekendtgørelsen, således.

- Hovedbestanddele i Bilag 1a. Drikkevand, der modtages på mejeriet, forudsættes at overholde disse grænseværdier, som i de fleste tilfælde kun er relevante såfremt indholdet øges i forbindelse med anvendelsen på mejeriet og/eller hvis der er behov for differentiering til specifikke anvendelser på mejerivirksomheden.
- Uorganiske sporstoffer i Bilag 1b, der omfatter en række mineraler samt halogenholdige omdannelsesprodukter og radioaktivitets-indikatorer. Disse parametre er fastsat af hensyn til at overvåge grundvandets tilstand og til verificering af afgivelser fra rør, fittings og armaturer på ledningsnettet som følge af korrosion (hvor anvendt materiale ikke er af samme standard som kræves på fødevarevirksomheder). Drikkevand, der modtages på mejeriet, forudsættes at overholde disse grænseværdier, som kun er relevante såfremt indholdet øges i forbindelse med anvendelsen på mejeriet.
- Organiske mikroforureninger i Bilag 1c, der omfatter miljøforureninger og forureninger, der kan fremkomme under behandling på vandværket og fra rør, fittings og armaturer som følge af korrosion. Drikkevand, der modtages på mejeriet, forudsættes at overholde disse grænseværdier, som kun er relevante såfremt indholdet øges i forbindelse med anvendelsen på mejeriet.
- Mikrobiologiske parametre i Bilag 1d, der omfatter kriterier til forskellige hygiejniske indikatorer

Vurderingen af de enkelte parametre for så vidt angår deres relevans til vand af drikkevandskvalitet i en mejerivirksomhed fremgår af **Bilag 1**. Som det fremgår af Anneks 1, er følgende parametre relevante:

Sensoriske parametre	Kemiske parametre	Mikrobielle parametre
Lugt og smag Farvetal	pH Turbiditet Ledningsevne Klorid	Coliforme Totalkim 22 °C Totalkim 37 °C

Kriterier for vand af drikkevandskvalitet

Anbefalede generelle kriterier for genindvundet drikkevand på mejerivirksomheder er fremhævet nedenfor:

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]		
Parametre	Vurdering	Anbefalet kriterie og gyldighed
Lugt & smag	Genbrugt vand bør ikke give afsmag til produkter	Anvendelse som ingrediens eller til sluts skyl: Ingen afvigende smag og lugt Andre anvendelser: Ikke relevant
Farvetal	Samme krav som til drikkevand	≤ 15 mg Pt/l. Analysering er normalt ikke nødvendigt.
pH	For lavt pH kan medføre korrosion For højt indhold af calcium	Vand, som kan indeholde syre fra CIP: pH neutralt, ca. 7-8,5

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Parametre	Vurdering	Anbefalet kriterie og gyldighed
	(hårdst vand) kan medføre udfældning af kalk	
Turbiditet	Værdier ≤ 5 FTU anses af WHO som æstetisk kriterie for vand som handelsvare. Imidlertid kræves ≤ 3 FTU til effektiv UV-behandling Drikkevandskravet er ≤ 1 FTU	≤ 1 FTU ⁵ hvor nødvendigt med meget lav turbiditet (desinfektionsvæsker, sluts skyl m.m.) ≤ 3 FTU hvor vandet skal UV-behandles* ≤ 5 FTU i andre tilfælde* <i>*) Hvor det kan sandsynliggøres, at uklarhed udelukkende skyldes mælkebestanddele</i>
Lednings- evne	Vejledende værdi for drikkevand er minimum 30 mS/m*. Normalt kan det være op til 100 mS/m <i>*) 30 mS/m = 300 μS/cm</i>	≤ 300 μ S/cm til fødevarekontakt ≤ 1000 μ S/cm til andre formål Hvor ledningsevne anvendes som separationsparametre mellem forskelligartede strømme, gælder specifikke grænser
Klorid	Kloridindhold kan forøges under anvendelsen i mejerivirksomheden. Drikkevandskravet er ≤ 250 mg/L. Indhold over 250 mg/L erkendes som en salt smag, men er uden betydning for sundheden. Indhold i mælk er ca. 800-900 mg/L Såfremt kloridindholdet i vandet er >150 ppm, er der risiko for korrosion i rustfrie vandrør	≤ 900 mg/L som ingrediens ≤ 150 mg/L til andre formål
Coliforme	Forekomst i anvendt drikkevand vil skyldes mikrobiologisk kontaminering fra rør m.m. (biofilm) eller fra produktrester.	Ikke påvist i 100 ml som generel hygiejneindikator
E. coli	Kan forekomme i anvendt vand, der har været kontakt med rå mælk/produkt	Ikke påvist i 10 ml. Testes ved påvisning af coliforme
Totalkim 37 °C	Udtryk for generelt indhold eller opformering af mesofile bakterier, herunder patogener	< 20 cfu/ml ved fødevarekontakt, inkl. til sluts skyl < 1000 cfu/ml til for- og mellemskyl
Totalkim 22 °C	Udtryk for generel indhold eller opformering af psykrotrofe bakterier	< 200 cfu/ml ved oplagring

⁵ FTU (Formazine Turbidity Unit) = FNU (Formazine Nephelometric Unit) = NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

8.5.3 Kategori 3 og 4: Vand af RO- hhv. ROP-kvalitet

Relevante parametre

RO-vand og ROP-vand, der er indvundet fra mælk (mælkevand) er ikke underlagt reglerne for vand. Iblanding af vand, der oprinder fra drikkevand ændrer ikke på dette forhold.

Som en fødevare må RO/ROP-vand, der anvendes til forarbejdning eller som ingrediens ikke anvendes, "hvis de vides eller med rimelighed kan formodes at være så forurenet med parasitter, patogene mikroorganismer, giftige stoffer eller fremmedlegemer, at den færdige fødevare bliver uegnet til konsum" (*Hygiejneforordningen, Bilag II, Kapitel IX, pkt. 1*).

De parametre, der er relevante til at definere kvaliteten er derfor udvalgt på grundlag af vandets kemiske og mikrobiologiske karakteristika, drikkevandskravene, praktisk erfaring i hygiejnestyling og risikovurderinger. Relevansen af drikkevandsparametrene fremgår af **Bilag 1**.

Sensoriske parametre	Kemiske parametre	Mikrobielle parametre
Lugt og smag	pH Turbiditet Ledningsevne COD	Coliforme Totalkim 22 °C Totalkim 37 °C [Ekstra indikator] Bacillus cereus Listeria monocytogenes

Kriterier for vand af RO- hhv. ROP-kvalitet

Anbefalede generelle kriterier for vand af RO- hhv. ROP-kvalitet på mejerivirksomheder er fremhævet nedenfor:

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Parametre	Vurdering	Anbefalet kriterie og gyldighed	
		Vand af RO-kvalitet	Vand af ROP-kvalitet
Lugt & smag	ROP-vand bør ikke give afsmag til produkter	Anvendelse som ingrediens eller til sluts skyl: Ingen afvigende smag og lugt Andre anvendelser: Ikke relevant	
pH	For lavt pH kan medføre korrosion Neutralt pH kan medføre udfældning af mælkesalte (Ca++ og Mg++) hvorved membranernes levetid reduceres. ROP-vand er meget blødt (<0,1 °dH) og pH kan justeres med små mængder HCL hhv. NaOH.	Fødestrøm: pH 5-6	
Turbiditet	Der kræves ≤ 3 FTU til effektiv UV-behandling Normalt indeholder RO/ROP-	≤ 3 FTU ⁶	≤ 1 FTU

⁶ FTU (Formazine Turbidity Unit) = FNU (Formazine Nephelometric Unit) = NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Parametre	Vurdering	Anbefalet kriterie og gyldighed	
		Vand af RO-kvalitet	Vand af ROP-kvalitet
	vand < 1 FTU		
Ledningsevne	Anvendes til at adskille vandkvaliteter hhv. vand fra processtrømme (produkt, CIP væsker)	≤ 200 µS/cm	≤ 100 µS/cm
	Ledningsevne i ROP-vand er typisk < 100 µS/cm	Hvor ledningsevne anvendes som separationsparametre mellem forskelligartede strømme, gælder specifikke grænser	
COD (chemical oxygen demand)	Anvendes til indirekte overvågning af lækager membranfiltreringsanlæg.	Aktionsgrænse for overvågning af RO/ROP-anlæg: > 100 mg O ₂ /L	
	Er uafhængig af urea-indholdet COD i RO-vand er typisk <100 mg O ₂ /L, medens det er lidt lavere i ROP-vand		≤ 12 mg O ₂ /L, hvis ROP-vand anvendes til formål, hvor der ikke kan accepteres produktrester, der kan give næring til mikroorganismer, dannes klorforbindelser eller korrosion.
Coliforme	Forekomst vil skyldes mikrobiologisk kontaminering fra rør m.m. (biofilm) eller fra produktrester (lækager).	Mikrobiologisk kriterium: n=5; c=2; m=10; M=100 cfu/ml	
Totalkim 37 °C	Udtryk for generelt indhold eller opformering af mesofile bakterier, herunder patogener	< 20 cfu/ml ved fødevarekontakt, inkl. til sluts skyl < 200 cfu/ml til andre formål	
Totalkim 22 °C	Udtryk for generelt indhold eller opformering af psykrotrofe bakterier som <i>Listeria monocytogenes</i> eller psykrotrofe <i>Bacillus cereus</i> stammer	Mikrobiologisk kriterium for vand >24 timer: n=5; c=2; m=20; M=200 cfu/ml	
[Ekstra indikator]			
<i>B. cereus</i>	<i>B. cereus</i> sporer kan overleve varmebehandling af mælk. Sporerne er hydrofobe og kan klæbe til udstyrsoverflader, hvor de resporulerer (Andersson et al., 1995)	Vegetative celler & sporer: <1 cfu/ml	
		NB! Analysemetoden (ISO 7932:2004) tæller også bacillus-arter, der ligner <i>B. cereus</i> , såsom <i>B. anthracis</i> , <i>B. thuringiensis</i> , <i>B. weihenstephanensis</i> og <i>B. mycoides</i>	
<i>L. monocytogenes</i>	Anvendt vand må ikke kunne forurene produkter eller kunne spredes med vand i	Ikke påvist i 25 ml	

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Parametre	Vurdering	Anbefalet kriterie og gyldighed	
		Vand af RO-kvalitet	Vand af ROP-kvalitet
	udstyr og procesmiljøet.		

8.5.4 Kategori 5: Andet vand

Relevante parametre

Sensoriske parametre	Kemiske parametre	Mikrobielle parametre
	pH Turbiditet Ledningsevne	

Kriterier for andet vand

8.6 BASISPROGRAMMER

[NB! Anbefalede basisprogrammer vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Foruden de generelle basisprogrammer for mejerier (Branchekodens kapitel 2) fastsættes specifikke for vandanlæg indenfor følgende områder:

- Grundplan, indretning og konstruktion, hvor der fokuseres på flow, CIP-barhed, afmærkning af rørledninger og at der altid er drikkevand til rådighed som back-up
- Fødevarekontaktmaterialer, hvor der gælder samme regler som for fødevarer
- Opsætning af udstyr, hvor der fokuseres på indkøring og validering af opstillinger. Specificerede anlægskrav til RO-anlæg, UV-anlæg og pasteuranlæg beskrives
- Vedligehold, baseret på regelmæssigt eftersyn, herunder tætheden af pakninger og RO-membraner, UV-lampers lysintensitet. Registreret behov for vedligehold styres i en vedligeholdelsesplan
- Rengøring, der fokuserer på normal mejeri-CIP hvor frekvens tilpasses risikovurdering af stillestående vand, herunder når anlæg ikke er i brug eller ude af drift i en periode
- Opbevaring af vand, som kan foregå koldt ($<7^{\circ}\text{C}$), varmt ($\geq 60^{\circ}\text{C}$) eller ved andre temperaturer hvis kombineret med behandling (fx. UV-lys, varme). Opbevaringstiden tilpasses resultaterne af mikrobiologiske målinger.
- Måleudstyr til overvågning skal være ekstra troværdige, og der skal kunne udtages prøver fra anlæg på hygiejnisk måde,

8.7 FASTSÆTTELSE AF STYRINGEN

Se Branchekodens **Kapitel 1.3.2** samt beskrivelsen af fremgangsmåden i **Kapitel 4.1**.

Der skal udarbejdes en HACCP/OPRP plan for systemet for genindvundet og recirkuleret som skal indeholde:

- flowdiagram, der viser fordelingsnettet, tanke, behandlingsanlæg og tappesteder;
- valgte styrende foranstaltninger, der sikrer den fastlagte vandkvalitet;
- overvågningsprocedurer, med aktionsgrænser, der sikrer at de styrende foranstaltninger forbliver i styring; og

Hvorvidt egenkontrollen (foranstaltningerne i basisprogrammer, OPRP'er og CCP'er, deres overvågning og verifikation) fungerer som planlagt, verificeres ved en kombination af:

1. Gennemgang og evaluering af overvågningsdata for CCP'er og OPRP'er, herunder verifikation af, at alle planlagte målinger er foretaget og registrerede og at alle korrigerende handlinger og korrektioner er gennemført og afsluttede;
2. Prøveudtagning til rutinemæssige analyser som beskrevet i dette kapitel; Vægtningen mellem henholdsvis kemiske/mikrobiologiske analyser og hurtigmetoder/referencemetoder kan være forskellig fra anlæg til anlæg. Nedenstående eksempler kan anvendes til inspiration:
 - a. Løbende driftskontrol baseres på måling af turbiditet eller ledningsevne.
 - b. Løbende real-time måling af bakterie indikatorer (partikler, der genkendes som bakterier).
 - c. Rutinemæssig bakteriologisk verifikation.
3. I alle tre scenarier, foretages korrigerende handlinger på fastsatte aktionsgrænser, herunder gennemførelse af midlertidig hyppig bakteriologisk verifikation indtil problemet er løst. Dette kan omfatte skærpet verifikation af berørte færdigvarer (se **Kapitel 11.2.3**).
4. Intern audit mindst én gang årligt.

Se også **Kapitel 4.1.4.3.**

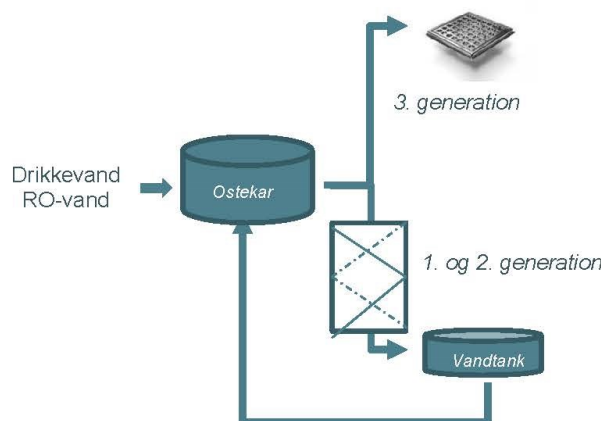
8.8 EKSEMPEL: RECIRKULERING AF KØLEVAND TIL OST

[NB! Færdigt eksempel vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Dette eksempel er gengivet i sin helhed som vil fremgå af Branchekoden. (forudsat Fødevarestyrelsens accept).

Drikkevand og/eller RO-vand recirkuleres til afkøling af samme ostetyper op til 3 gange. Det brugte vand køles inden oplagring. Ubehandlet 3. generations kølevand bør ikke anvendes igen dvs. bør gå i afløb.

Flowdiagram:



Der er tale om en sluttet kredsløb, hvor materiale overført til kølevand hhv. ost udelukkende består af ostemateriale.

Indhold af produktrester som sådan ikke udgør noget problem. Mikrofloraen vil være domineret af starter kulturer fra ostningen. Fremmede mikroorganismer kan dog efterhånden etablere sig hvis vandet gencirkuleres mange gange uden varmebehandling og/eller vandet opbevares for varmt mellem brug. Test for coliforme kan anvendes som indikator for "fremmede" kim.

Det brugte vand opbevares kølet. Der er behov for køling efter hvert brug.

Brug af pladevarmeveksler vil kræve frafiltrering af produktrester (ostesnus).

Recirkuleringen kan styres udelukkende ved overvågning af bakteriologisk kvalitet.

Egenkontrol

Regelmæssig inspektion af systemet (frekvens fastlægges af den enkelte virksomhed). Udstyr inspiceres for at konstatere evt. slitage og skader. Mangler registreres i vedligeholdelsesplanen. Omfang af og tidspunkt for udbedring/reparation planlægges. Hvis skader/slitage kan medføre uheldig påvirkning af produkter eller mulighederne for at styre risikofaktorer, skal udbedring ske straks.

Målinger og opfølgning jf. HACCP/OPRP planen:

Styrings-Punkt	Risiko-faktor	Styrende foranstaltning	Styres som	Overvågningsprocedure			
				Para-meter	Min. frekvens	Aktions-grænse	Korr. handling(er) & korrektion
Vandtank	Mikrobiel vækst	Kølet opbevaring	OPRP	Temperatur	(Vil fremgå af Branche-koden)	>7 °C	Tømning og skylning af vandtank før genopstart

Målinger og opfølgning jf. verifikationsplanen:

Parameter	Formål	Metode	Min. frekvens	Acceptabelt resultat	Opfølgning
3. generations vand					
Coliforme	Ophobning af mikroorganismer	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Ikke påvist i 100 ml	Ved fund tømmes og rengøres køler og tank Ved jævnlige fund bør det overvejes at droppe 3. generation

Registreringer

- Mangler på udstyr
- Afvigelsesrapporter
- Overvågningsresultater, korrigerende handlinger og evt. korrektion i tilfælde af fejl jf. HACCP- & OPRP-planen
- Verifikations resultater og evt. opfølgning jf. verifikations-planen

Dokumenter vedr. planlægningen

- HACCP- & OPRP-plan,
- Verifikations-plan
- Opdaterede tegninger over vandfordelingssystemet.
- Plan for fysisk inspektion af systemet.

Operationelle dokumenter

- Rengøringsprocedure for vandfordelingsanlæg og opbevaringsfaciliteter. Rørføring og vandtank rengøres altid efter 3. brug.
- Vedligeholdelsesplan for systemet (hvad, hvor ofte og hvordan). Når vedligehold er gennemført registreres det i planen.

8.9 RECIRKULERING AF VAND I CIP SYSTEMER

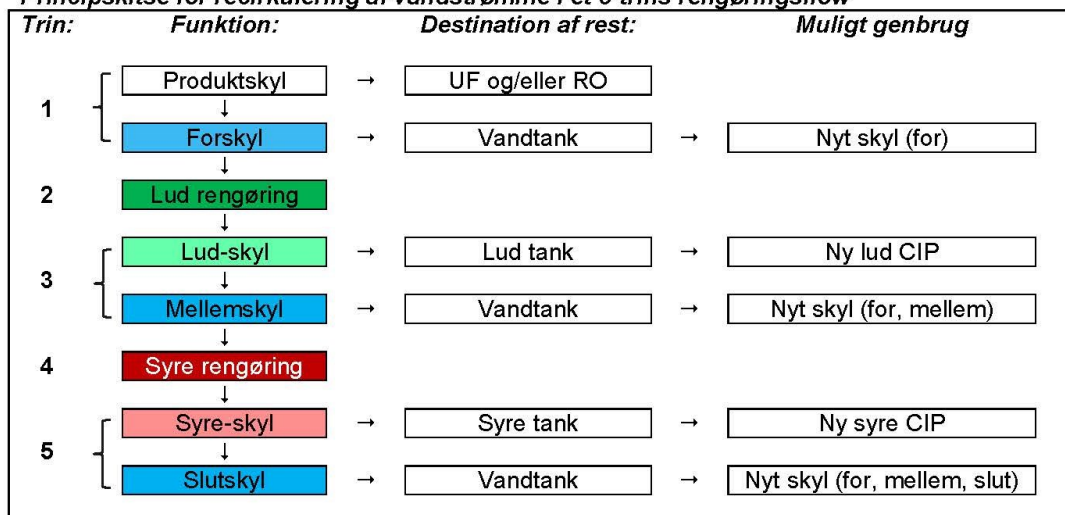
I princippet anvendes to forskellige CIP-metoder på mejerierne:

- 5 trins metode (fors skyl, lud, mellemskyl, syre, sluts skyl), evt. med efterfølgende desinficering
- 3 trins (fors skyl, rengøring, sluts skyl), evt. med efterfølgende desinficering

Hvert skyl består af to faser – en fase hvor materialet tilstede i rør, udstyr m.m. "skubbes ud" og en skyllefase, hvor indgangsvandet stort set er af samme kvalitet som udgangsvandet. CIP væsker, dvs. lud, syre og rengøringsvæske kan recirkulere til samme formål forudsat koncentrationen af aktive midler iusteres.

Dette er illustreret i nedenstående figur.

Principskitse for recirkulering af vandstrømme i et 5-trins rengøringsflow



Brugt skyllevand, der har været anvendt til recirkulering kan oprensnes til RO-vand og anvendes som skyllevand igen, såfremt det er demonstreret at kriterierne i **Kapitel 8.8.2.2** kan overholdes.

Forekomst af risikofaktorer med oprindelse i recirkulering skyldes typisk følgende forhold

Begebenhed	Risiko-faktor	Risikomatrix	Modforanstaltning																										
Overslæb via produktrester fra trin 1	Patogene bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Avnetlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usand-synlig</td><td>Sjæl-den</td><td>Al og tit</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig						Moderat						Lille					X	Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid	<p>Stigende væskeforbrug til opretholdelse af fastsat CIP-væskekoncentration, indikerer, at produktrestindholdet er for højt.</p>
	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig																											
Moderat																													
Lille						X																							
Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid																							
	Mund- og klovsyge virus	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Avnetlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X*</td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usand-synlig</td><td>Sjæl-den</td><td>Al og tit</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table> <p>*) For dansk økonomi, ved udbrud i DK</p>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig					X*	Moderat						Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid	<p>Skyl, der stammer fra rør og anlæg, der er placeret i procesflowet før den afgørende pasteurisering, varmebehandles med henblik på forebyggelse af spredning af virus i tilfælde af udbrud af mund- og klovsyge. Som konsekvens, er tilstedeværende patogener med oprindelse i rå mælk er meget lille.</p>
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig						X*																						
	Moderat																												
	Lille																												
Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid																							
Overslæb via biofilm fjernet fra procesanlæg	Patogene bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Avnetlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td>X</td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usand-synlig</td><td>Sjæl-den</td><td>Al og tit</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig						Moderat						Lille				X		Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid	<p>Indgår i CIP-væske fraktionen, hvor de pga. højt hhv. lavt pH elimineres</p>
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig																												
	Moderat																												
	Lille				X																								
Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid																							
Opbygning af biofilm i vandanlæg	Patogene bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Avnetlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td>X</td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usand-synlig</td><td>Sjæl-den</td><td>Al og tit</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig						Moderat		X				Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid	<p>Tidsbegrænset opbevaring, der styres via fast frekvens for tømning og rengøring</p>
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Avnetlig																												
	Moderat			X																									
	Lille																												
Sandsynlighed for forekomst:		Usand-synlig	Sjæl-den	Al og tit	Ofte	Altid																							
Overslæb af	Ludrester	<table><tr><td rowspan="2">Sundhedsmæssig konsekvens for</td><td>Avnetlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for	Avnetlig						Moderat						<p>Adskillelsen kan ske ved hjælp af</p>													
Sundhedsmæssig konsekvens for	Avnetlig																												
	Moderat																												

Begivenhed	Risiko-faktor	Risikomatrix	Modforanstaltning																												
Iud fra trin 2		<div>færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</div> <div>Sandsynlighed for forekomst:</div> <table><tr><td>Lite</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td></tr><tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td></tr></table>	Lite	Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid						X	ledningsevne måler suppleret af test for neutralitet (pH-strips). Se figur under denne tabel.																
Lite	Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																										
					X																										
Overslæb af syre fra trin 4	Syrerester																														
Overslæb af evt. anvendt desinfektionsmiddel (mellem trin 4 og 5)	Desinfektionsmiddel rester	<div>Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</div> <div>Sandsynlighed for forekomst:</div> <table><tr><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>X</td></tr><tr><td>Lite</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr></table> <div>Sandsynlighed for forekomst:</div> <table><tr><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td></tr><tr><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr></table>	Alvorlig						Moderat					X	Lite						Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid						Brugt desinfektionsvæske bør ikke genanvendes og bør gå i afløb efter brug. Efterfølgende afskylning med drikkevand
Alvorlig																															
Moderat					X																										
Lite																															
Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											

Den mikrobiologiske og kemiske kvalitet af vand, der anvendes til for- og mellemskyl er ikke så kritisk som anvendes til sluts skyllevand. Mejeriet kan evt. vælge at anvende drikkevand til sluts skyl. Såfremt der ikke skelnes, anvendes standarden for sluts skyllevand til alle skyllefunktioner.

På grundlag af resultatet af vurderingen af, hvilke drikkevands-kriterier, der er relevante (se **Kapitel 8.5.2.1**), og erfaringer med de forskellige recirkuleringssystemer, vil kvalitetskriterierne for recirkuleret vand i nedenstående tabel være passende.

[NB! Endelige værdier vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]		
	For- og mellemskyl	Sluts skyl
pH	6.0-8.0	
Turbiditet	≤ 3 FTU	≤ 1 FTU
Lugt og smag	Ingen afvigende smag og lugt	
Ledningsevne	≤ 300 µS/cm	
COD	≤ 12 mg O ₂ /L.	
Klorid	Maks 250 mg/L	
Totalkim 22 °C	<1000 cfu/ml	<20 cfu/ml

Styrende foranstaltninger, der anbefales, kategoriseres i henholdsvis CCP'er og OPRP'er. Se **Kapitel 4.1.3.2** for nærmere forklaring af fremgangsmåden.

Proces trin	Risiko- faktor	Anbefalet foranstaltning	Risikomatrix til kategorisering O = overført forurening fra tidligere trin X = forurening i dette trin ↑↓ = accepteret forøgelse, tilslaget reduktion eller uændret koncentration i dette trin				Kategorisering som CCP, OPRP eller PRP				
							Måling med prompte resultat	Aktionsgrænsen er kritisk		Kategori	
								Overskridelse af grænsen kan medføre umiddelbar sundhedsfare	Selv små afvigelser kan medføre stor risiko for uaccep-tabel færdigvare		
Syre- og lud- tanke	Produkt rester	Registrering af væskeforbrug	Forurenings- grad og accepteret tilslaget udvikling i processtrin Sandsynlighed for at det sker	Stor			X	Ja	Nej	Ja	OPRP
Trin 1	Pato- gener	Pasteurisering	Forurenings- grad og accepteret tilslaget udvikling i processtrin Sandsynlighed for at det sker	Moderat				Ja	Nej	Ja	OPRP
				Marginal							
				Lav	Medium	Høj					
				Stor			↓				
				Moderat		O					
				Marginal							
				Lav	Medium	Høj					
	Mund- og	Pasteurisering	Forurenings- grad og accepteret tilslaget udvikling i processtrin Sandsynlighed for at det sker	Stor			↓	Ja	Ja	Ja	CCP

Proces trin	Risiko- faktor	Anbefalet foranstaltning	Risikomatrix til kategorisering				Kategorisering som CCP, OPRP eller PRP					
			O = overført forurening fra tidligere trin X = forurening i dette trin ↕ = accepteret forøgelse, tilsigtet reduktion eller uændret koncentration i dette trin				Måling med prompte resultat	Aktionsgrænsen er kritisk		Katego- ri		
								Overskridelse af grænsen kan medføre umiddelbar sundhedsfare	Selv små afvigelser kan medføre stor risiko for uaccep-label færdigvare			
	klovsyge virus		-grad og accepteret/ tilsigtet udvikling i procestrin	Moderat								
				Marginal		O						
			Sandsynlighed for at det sker				Lav	Medium	Høj			
Trin 2	Lud	Automatisk ventilstyring baseret på ledningsevne måling	Forurenings- grad og accepteret/ tilsigtet udvikling i procestrin	Stor				↓	Ja	Nej	Nej	OPRP
				Moderat		X						
				Marginal								
			Sandsynlighed for at det sker				Lav	Medium	Høj			
Trin 4	Syre	Automatisk ventilstyring baseret på ledningsevne måling	Forurenings- grad og accepteret/ tilsigtet udvikling i procestrin	Stor				↓	Ja	Nej	Nej	OPRP
				Moderat		X						
				Marginal								
			Sandsynlighed for at det sker				Lav	Medium	Høj			
Desin- fektion	Rester af desinfek- tions- middel	Afskylning	Forurenings- grad og accepteret/ tilsigtet udvikling i procestrin	Stor				↓	Nej	Nej	Nej	PRP
				Moderat		X						
				Marginal								
			Sandsynlighed for at det sker				Lav	Medium	Høj			
Opbeva ring af vand	Biofilm	Fast frekvens for tømning og rengøring	Forurenings- grad og accepteret/ tilsigtet udvikling i procestrin	Stor				↓	Nej	Nej	Nej	PRP
				Moderat		X						
				Marginal								
			Sandsynlighed for at det sker				Lav	Medium	Høj			

8.9.1 Eksempel baseret på modstrøms-CIP

**[NB! Færdigt eksempel vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for
genanvendelse af vand]**

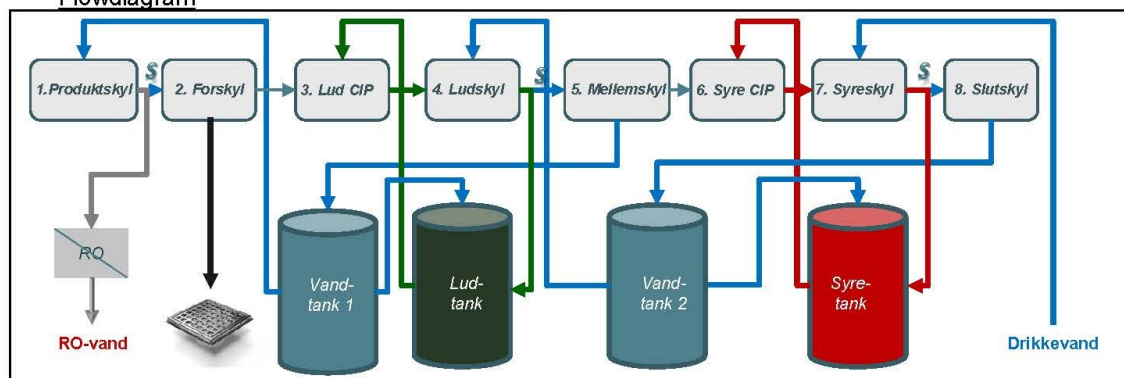
Dette eksempel beskriver en CIP-optimerings løsning, hvor drikkevand genbruges til mellem og fors skyl i et lud/syre CIP program.

Der anvendes drikkevand til syreskyl(8). En ledningsevnestyret ventil separerer syreholdigt vand (rød) fra syrefrit vand (blå), der ledes til hhv. syretank og vandtank 2.

Vand fra vandtank 2 anvendes til ludskyl(4)/mellemskyl(5). En ledningsevnestyret ventil separerer ludholdigt vand (grøn) fra ludfrit vand (blå), der ledes til hhv. ludtank og vandtank 1. Vand fra vandtank 1 anvendes til produktskyl(1)/fors skyl(2). En ledningsevnestyret ventil separerer produktholdigt vand (grå), der ledes RO-anlæg, hhv. produktfrit vand (blå), der anvendes til fors skyl og efterfølgende ledes til afløb.

Vand til mellem- og fors skyl suppleres med RO-vand (ledes til vandtank 1 og 2).

Flowdiagram



Egenkontrol

Regelmæssig inspektion af systemet (frekvens fastlægges af den enkelte virksomhed). Udstyr inspiceres for at konstatere evt. slitage og skader. Mangler registreres i vedligeholdelsesplanen. Omfang af og tidspunkt for udbedring/reparation planlægges. Hvis skader/slitage kan medføre uheldig påvirkning af produkter eller mulighederne for at styre risikofaktorer, skal udbedring ske straks.

Målinger og opfølgning jf. HACCP/OPRP planen:

Styrings-punkt	Risikofaktor	Styrende foranstaltning	Styres som	Overvågningsprocedure			
				Para-meter	Min. frekvens	Aktions-grænse	Korr. handling(er) & korrektion
Ludtank	Produkt rester	Regi-strering	OPRP	Væske-forbrug	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Årsagen findes og der korrigeres, fx kalibrering af ledningsevnestyrede ventiler.
Syretank	Produkt rester	Væske-forbrug	OPRP				
Slutskyl	Syre fra CIP	Separation	OPRP	Lednings-evne	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Tømning og skylning af vandtank 1 før genopstart
Mellemskyl	Lud fra CIP	Separation	OPRP	Lednings-evne	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Tømning og skylning af vandtank 2 før genopstart

Målinger og opfølgning jf. verifikationsplanen:

Para-meter	Formål	Metode	Min. frekvens	Acceptabelt resultat	Opfølgning
Mikrobiologiske parametre (vandtank 1)					
pH	Verifikation af ledningsevнемåling	pH test strip	(Vil fremgå af Branche-koden)	Neutralt (pH 6-8)	Ved uacceptabelt pH justeres cut-off værdien for den ledningsevнемåler-styrede ventil.
Mikrobiologiske parametre (vandtank 2)					
pH	Verifikation af ledningsevнемåling	pH test strip	(Vil fremgå af Branche-koden)	Neutralt (pH 6-8)	Ved uacceptabelt pH justeres cut-off værdien for den ledningsevнемåler-styrede ventil.
Totaltalm 22 °C	Ophobning af mikroorganismer Indikator for psyktrofoe patogener som Listeria monocytogenes eller psyktrofoe Bacillus cereus stammer	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	n=5 c=2 m=<20 cfu/ml M=<200 cfu/ml	Ved overskridelse af "c" udtages prøver til analyse for L. monocytogenes og B. cereus Ved fund over 200 cfu/ml tømmes og rengøres anlægget

Parameter	Formål	Metode	Min. frekvens	Acceptabelt resultat	Opfølgning
Coliforme	Hygiejneindikator	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	n=5 c=2 m=<1 cfu/ml M=<10 cfu/ml	Ved fund over 10/ml undersøges for E. coli. Hvis påvist, tømmes og rengøres anlægget.
B. cereus	Fødevarer sikkerhed	ISO 21871:2006 (Reference: ISO 7932:2004)	Opfølgning på kimtals analyser	< 1 cfu/ml	Anlægget tømmes og rengøres
L. monocytogenes	Fødevarer sikkerhed	ISO 11290-1	Opfølgning på kimtals analyser	Ingen i 25 ml	Anlægget tømmes og rengøres
System					
Styringssystemet som helhed	Vurdering af den overordnede styring	Intern audit	Fastlægges af virksomheden	Fungerer som planlagt	Opdatering

Dokumentation

Dokumenter vedr. planlægningen

- HACCP- & OPRP-plan
- Verifikations-plan
- Evt. tilladelser fra Fødevarestyrelsen.
- Beskrivelse af vandsystemet, dets dimensionering samt dokumentation for overholdelse af relevante drikkevandsparametre.
- Opdaterede tegninger over vandfordelingssystemer til forskellige vandkvaliteter.
- Beskrivelse af evt. behandling af drikkevand.
- Plan for fysisk inspektion af systemet.

Operationelle dokumenter

- Rengøringsprocedure for vandfordelingsanlæg og evt. opbevaringsfaciliteter.
- Vedligeholdelsesplan for systemet (hvad, hvor ofte og hvordan). Når vedligehold er gennemført registreres det i planen.

Registreringer

- Mangler på udstyr og evt. vandanlæg
- Afgivelsesrapporter
- Overvågningsresultater, korrigerende handlinger og evt. korrektion i tilfælde af fejl jf. HACCP- & OPRP-planen
- Verifikations resultater og evt. opfølgning jf. verifikations-planen

- Valideringsresultater fra indkøringen, således:
 - a) Under indkøring foretages hyppig prøveudtagning indtil resultaterne demonstrerer stabilitet
 - b) Anlægget valideres ved at stå stille i 24 timer, hvorefter der udtages 3-5 prøver til mikrobiologisk analyse

8.10 RO-VAND MM. FRA VALLE, MÆLK & PRODUKTSKYL

[NB! Endelige værdier, for de parametre, der indgår i dette eksempel, vil fremgå af 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

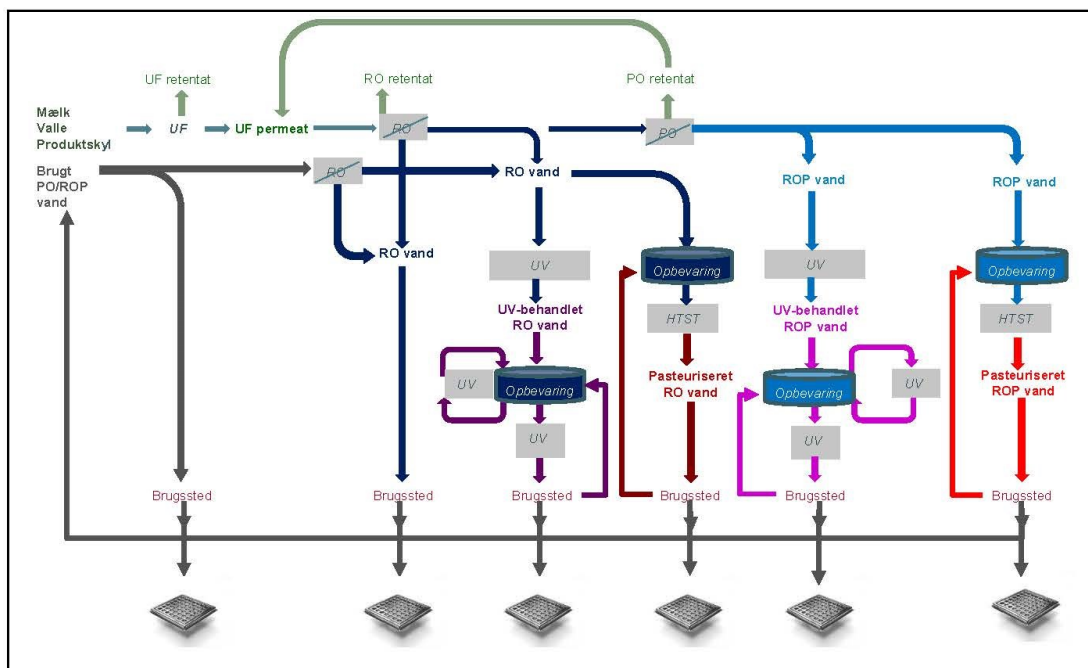
Vand fra valle genereres ved RO-opkoncentrering, fx på oprindelsesstedet inden videre transport. Ofte vil vallen være centrifugeret og evt. UF-filtreret forinden. Vand fra mælk genereres ved RO-opkoncentrering af mælkepermeat, der opstår ved UF-filtrering (fx hvid ost i saltlage). Vand fra produktskyl genereres ved RO-opkoncentrering, fx på oprindelsesstedet inden videre transport eller afdisponering. Afhængig af produkttype og koncentration kan produktskyl være UF-filtreret forinden.

RO-vandet kan underkastes UV-behandling eller pasteurisering, afhængigt af de lokale forhold og ønsker, og især hvis RO-vandet opbevares gennem længere tid. RO-vand kan også behandles med en yderligere membranfiltrering (polishing) med henblik på yderligere oprensning til vand af ROP-kvalitet. Ved polishing opnås en ekstra sikkerhedsmargin i forhold til RO-vand.

Efter RO/ROP-behandlingen kan der være behov for opbevaring, hvilket stiller krav til den mikrobielle kvalitet.

I forbindelse med opbevaringen kan den første UV-behandling suppleres eller erstattes af kontinuerlig cirkulering over et UV-anlæg og/eller UV-behandling i forbindelse med brugen

Det forudsættes, at fødestrømmen er pasteuriseret eller varmebehandlet med højere intensitet.



Forekomst af risikofaktorer med oprindelse i oparbejdning og genbrug af RO/ROP vand skyldes typisk følgende forhold:

Begivenhed	Risiko-faktor	Risikomatrix	Modforanstaltning																										
Utilstrækkeligt behandlet fødestrøm (permeat fra valle, mælk eller produktskyl)	Mund- og klovsyge-virus	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>x*</td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table> <p>*) For dansk økonomi, ved udbrud i DK</p>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig					x*	Moderat						Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid	<p>Permeater, der RO-filtreres med henblik på indvinding af RO/ROP-vand skal være behandlet med en afgørende pasteurisering (se Kapitel 4.3.4.7).</p> <p>Denne behandling gennemføres især med henblik på forebyggelse af spredning af virus i tilfælde af udbrud af mund- og klovsyge. Dette gælder også skyl, der stammer fra rør og anlæg, der er placeret i procesflowet før den afgørende pasteurisering.</p> <p>Varmebehandlingen har også stor effekt på evt. tilstedeværende patogener.</p> <p>Varmebehandlingen kan ske tidligere i forløbet (fx ostemælk hvorfra vallen oprinder), som mellemprodukt (fx vallen) eller som færdig fødestrøm (fx vallepermeat).</p>
	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig						x*																					
Moderat																													
Lille																													
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid																							
Patogener	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td>x</td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig			x			Moderat						Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid	<p>Overvågning af membrantæthed, fx ved</p> <ul style="list-style-type: none">• Flowstyring• Løbende/hyppig måling af turbiditet eller ledningsevne.• Visuel check af vandets klarhed	
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig				x																								
	Moderat																												
	Lille																												
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid																							
Overslæb af produktrester fra lækager i RO-membraner	Patogener	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td>x</td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig						Moderat		x				Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid	<p>Mikrobiel varme- eller UV-behandling samt styret opbevaring, som følger:</p> <p>HTST pasteurisering</p> <ul style="list-style-type: none">• Temperatur tilsvarende mindst pasteurisering af mælk (mindst 72 °C i mindst 15 sekunder).• Holdertid således at den ønskede holdertid opnås (se Kapitel 4.3.4.3).• Automatisk omslagsventil, der ved et forudindstillet temperaturfald omdirigerer produktflow til genbehandling (rework) <p>UV-behandling</p> <ul style="list-style-type: none">• Bestrålingsstyrke v. 254 nm på mindst 5,5 W/m²
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																												
	Moderat			x																									
	Lille																												
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid																							
Mikrobiel vækst i RO-vand	Patogener	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td>x</td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig			x			Moderat						Lille						Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid	
	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig				x																							
Moderat																													
Lille																													
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid																							
Uønskede bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td>x</td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Ofte</td><td>Altid</td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig						Moderat						Lille			x			Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid		
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																												
	Moderat																												
	Lille			x																									
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Ofte	Altid																							

Begivenhed	Risiko-faktor	Risikomatrix	Modforanstaltning																														
Mikrobiel vækst i ROP-vand	Patogener	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig							Moderat							Lille	X						Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid		<ul style="list-style-type: none">Flowhastighed (m³/time), der sikrer turbulent flow (dvs. Reynolds tal (Re) > 4000, gerne højere - se Kapitel 2.6.4.2).Operationel UV dosis >50 mJ/cm² ved udløb af lampens holdbarhed (dvs. gerne 70 mJ/cm² ved maksimum kapacitet).Forebyggelse af lufttilblanding <p><u>Opbevaring</u></p> <ul style="list-style-type: none">Driftstid, fastsat som maks tid (skal valideres) eller pga. løbende mikrobiologiske analyser/målingerTemperatur
	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																															
		Moderat																															
Lille		X																															
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											
Patogener	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td>X</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig	X						Moderat							Lille							Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid			
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig		X																														
	Moderat																																
	Lille																																
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											
Uønskede bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td>X</td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig							Moderat							Lille			X				Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid			
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																																
	Moderat																																
	Lille			X																													
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											
Lufttilblanding	Reduceret UV effekt overfor uønskede bakterier	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td>X</td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig							Moderat			X				Lille							Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid		<ul style="list-style-type: none">Fyldning af balancetank før opstartEvt. sensorer for luft i UV-anlæg
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																																
	Moderat				X																												
	Lille																																
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											
Brud på glas i UV-anlæg	Glassplinter	<table><tr><td rowspan="3">Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring</td><td>Alvorlig</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Moderat</td><td></td><td></td><td>X</td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Lille</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td colspan="2">Sandsynlighed for forekomst:</td><td>Usandsynlig</td><td>Sjælden</td><td>Af og til</td><td>Oft</td><td>Altid</td><td></td></tr></table>	Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig							Moderat			X				Lille							Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid		Alarm og automatisk omslagsventil til omløb
Sundhedsmæssig konsekvens for færdigvaren, hvis der ikke foretages styring	Alvorlig																																
	Moderat				X																												
	Lille																																
Sandsynlighed for forekomst:		Usandsynlig	Sjælden	Af og til	Oft	Altid																											

RO-vand og ROP-vand kan fx anvendes til følgende:

- Ingrediens i mælkeprodukter (fx eftervarmning af ostekorn)
- Vask af kasein/valleprotein
- Direkte køling af ost
- Skyllevand mellem rengøringstrin (for, mellem og slut)
- Opspædning af saltlage anvendt til saltning af ost. Den mikrobiologiske styring af genbrugsvand til opspædning af saltlage kan ske via den normale verifikation af saltlagens mikrobielle tilstand
- Opspædning af CIP lud og syre

Frisk RO-vand og ROP-vand indvundet fra permeater af valle, mælk og produktskub har meget lavt kimtal og kan anvendes direkte til alle ovenstående formål. RO-vand bør ikke anvendes til desinfektionsformål (især klorbaseret desinfektion), idet klor kan gå i forbindelse med opløste organiske rester i RO-vandet, hvorved der fx kan dannes klorater. Styrende foranstaltninger, der anbefales, kategoriseres i henholdsvis CCP'er og OPRP'er. Se Kapitel 4.1.3.2 for nærmere forklaring af fremgangsmåde.

Proces trin	Risiko- faktor	Risikomatrix til kategorisering O = overført forurening fra tidligere trin X = forurening i dette trin ↑↓→ = accepteret forøgelse, tilsigtet reduktion eller uændret koncentration i dette trin					Anbefalet foranstaltning	Kategorisering som CCP, OPRP eller PRP			
								Måling med prompte resultat	Aktionsgrænsen er kritisk		Kate- gori
Pasteu- risering af rå mælke- be- stand- dele	L. mono- cyto- genes	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Automatisk omslags- ventil	Ja	Ja	Ja	CCP
	Salmo- nella spp.	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Ja	Ja	CCP
	VTEC	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Varme- behandlings- temperatur	Ja	Ja	Ja	CCP
	S. aureus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Ja	Ja	CCP
	Crono- bacter spp.	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	Ja	Ja	Ja	CCP
	B. cereus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Nej	Ja	OPRP
	Mund- og klovsyge virus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Sikring mod iblanding af ikke- varmebe- handlet produkt	Ja	Nej	Ja	OPRP
							Flowstyring	Ja	Nej	Ja	OPRP
							Lednings- evne-måling	Ja	Nej	Nej	OPRP
								Ja	Nej	Nej	OPRP
RO- anlæg	Passe- rende pa- togener	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Automatisk omslags- ventil	Ja	Nej	Ja	OPRP
	Pato- gener fra lækage	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Nej	Ja	OPRP
							Temperatur	Ja	Nej	Nej	OPRP
								Ja	Nej	Nej	OPRP
							Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	Ja	Nej	Nej	OPRP
HTST af RO- vand/ ROP- vand	L. mono- cyto- genes	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Automatisk omslags- ventil	Ja	Nej	Ja	OPRP
	B. cereus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Nej	Nej	OPRP
	VTEC	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓	Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	Ja	Nej	Nej	OPRP
	S. aureus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal			↓		Ja	Nej	Nej	OPRP

Proces trin	Risiko- faktor	Risikomatrix til kategorisering O = overført forurening fra tidligere trin X = forurening i dette trin ↑↓→ = accepteret forøgelse, tilsigtet reduktion eller uændret koncentration i dette trin				Anbefalet foranstaltning	Kategorisering som CCP, OPRP eller PRP					
							Måling med prompte resultat	Aktionsgrænsen er kritisk		Kategori		
								Overskridelse af grænsen kan medføre umiddelbar sundhedsfare	Selv små afvigelser kan medføre stor risiko for uacceptabel færdigvare			
UV- anlæg	L. monocytogenes	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				↓	Ja	Ja	Ja	CCP	
	VTEC	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				↓	Ja	Ja	Ja	CCP	
	B. cereus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				↓	Ja	Nej	Ja	OPRP	
	S. aureus	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				↓	(Ja)	Nej	Nej	PRP	
	Luft-til- blanding	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				O	Ja	Ja	Ja	CCP	
	Glas- splinter	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal				O	Nej	Ja	Ja	OPRP	
	Opbe- varings -tank	Mikrobiel vækst	Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP
			Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP
			Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP
			Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP
			Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP
			Forurenings- grad og accepteret tilsigtet udvikling i proces-trin Sandsynlighed for at det sker	Stor Moderat Marginal					Ja	Nej	Ja	OPRP

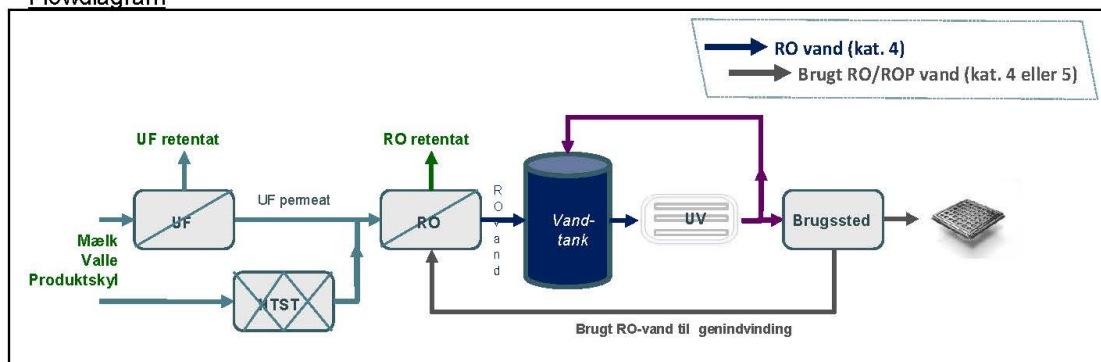
8.10.3 Eksempel 1: RO-vand med UV behandling

[NB! Færdigt eksempel vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

Dette eksempel er baseret på et RO-anlæg og et UV-anlæg med back-up forsyning af drikkevand. Det omfatter udvinding af mælkevand fra mælk, valle og produktskyl ved hjælp af RO. Det er forudsat, at alle bestanddele, der fødes ind i RO-anlægget er pasteuriserede, fx stammer fra pasteuriseret mælk, valle fra ostning af pasteuriseret mælk og produktskyl bestående af mælkebestanddele, der har været underkastet pasteurisering. Såfremt der alligevel indgår mælkevand, der er indvundet fra mælkemateriale, der ikke har været udsat fra en afgørende varmebehandling, skal pasteuriseringstrinnet opfylde kravene til "afgørende pasteurisering" jf. **Kapitel 2.6.4.2 og Kapitel 4.3.4.7.**

RO-vandet opbevares i en tank, hvor indholdet cirkulerer over et UV-anlæg.

Flowdiagram



Egenkontrol

Regelmæssig inspektion af systemet (frekvens fastlægges af den enkelte virksomhed). Udstyr inspiceres for at konstatere evt. slitage og skader. Mangler registreres i vedligeholdelsesplanen. Omfang af og tidspunkt for udbedring/reparation planlægges. Hvis skader/slitage kan medføre uheldig påvirkning af produkter eller mulighederne for at styre risikofaktorer, skal udbedring ske straks.

Målinger og opfølgning jf. HACCP/OPRP planen:

Styrings-Punkt	Risikofaktor	Styrende foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
Pasteur (afgørende varmebehandling af mælkebestanddele)	L. monocytogenes Salmonella VTEC S. aureus Cronobacter spp. B. cereus Mund- og klovsyge-virus	Omslagsventil	CCP	Korrekt funktion	Daglig opstarts kontrol	Virker ikke	Ingen opstart Service på omslagsventil og/eller føler
		Varmebehandlings-temperatur (efter holdercellen)	CCP	Temperatur	Kontinuerlig og automatisk	Afhængig af produkt og holdertid ⁷ .	Alarm. Automatisk omslagsventil ved for lav varmebehandlingstemperatur) Rengøring før genoptagelse af proces ⁸
		Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	CCP	Flowhastighed eller driftstilstand	Max flowhastighed i Kontinuerlig Forudindstillet flow: Driftstilstand ved opstart	Afhængig af produkt og temperatur: > Antal l/t, der resulterer i den besluttede holdertid (fastsættes for hvert anlæg)	For højt flow resulterer i usikkert produkt, der håndteres jf. Kapitel 12.2
		Sikring mod iblanding af ikke-varmebehandlet produkt	OPRP	Overtryk på varmebehandlet side	Daglig opstarts kontrol	Virker ikke	Ingen opstart Service på omslagsventil og/eller føler

⁷ Omslagstemperatur skal tage højde for måleusikkerhed. Dette vil typisk være $\pm 0,5$ °C på termometre og $\pm 1,0$ °C for automatisk registrerende termometre

⁸ Hvis omslagsventilen er placeret efter regenerativsektionen. Hvis den er placeret lige efter holdercellen, er rengøring ikke nødvendig, hvis pasteuriseringstemperaturen er stabil mindst 2x holdertiden før returomslag kan foretages.

Styrings-Punkt	Risikofaktor	Styrende foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
RO-anlæg	Passerende patogener Patogener fra lækage	Flowstyring	OPRP	Fødetryk	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Justering af pumpen
		Klarhed	OPRP	Visuelt check (transparente rør på anlægget)	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Gennemgang af membraner for utætheder og udskiftning af utætte dele Rengøring af anlæg
Opbevaring af RO-vand	Forøgelse af næringsstofkoncentration til understøttelse af vækst af tilstedeværende patogener og spolerende mikroorganismer	RO-vandets klarhed	OPRP	Ledningsevne efter UV-anlæg ⁹	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Alarm og automatisk omslagsventil til omløb
						(Vil fremgå af Branchekoden)	Gennemgang af membraner for utætheder og udskiftning af utætte dele
						(Vil fremgå af Branchekoden)	Tømning og CIP før genopstart
Opbevaringstank	Tilstedeværende patogener og spolerende mikroorganismer	Opbevaringsforhold	OPRP	Driftstid	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Tømning og CIP før genopstart
			OPRP	Temperatur	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Justering, evt. tømning og CIP
UV anlæg	L. monocytogenes VTEC	UV behandling	CCP	UV-dosis ¹⁰	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Tømning og CIP før genopstart
	S. aureus B. cereus		CCP	Flow	(Vil fremgå af Branchekoden)	(Vil fremgå af Branchekoden)	Tømning og CIP før genopstart
	Luft tilblanding		OPRP	Fyldningsgrad af balancetank	Før opstart	Fyldt	Efterfyldning

⁹ Mejeriet kan i stedet vælge at måle turbiditet i RO-vand efter UV-anlæg. Der anvendes en aktionsgrænse på >3 FTU.

¹⁰ Kan erstattes af måling af bestrålingsstyrke (W/m²)

Styrings-Punkt	Risikofaktor	Styrende foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
	Glas	Sikring mod kontaminering	CCP	Intakte glastrør	Løbende	Brud	<p>Alarm og automatisk omslagsventil til omløb</p> <p>Hvor UV-anlægget er placeret i et lukket system kan linjen stoppes ved glasbrud inden glas når frem til produkter</p> <p>Vurdering af om produkt kan være forurenet. I givet fald, afdisponeres berørt produkt som ABP, kategori 2 (se Kapitel 6.2.2)</p> <p>Tømning og CIP af berørte dele af anlægget før genopstart.</p>

Målinger og opfølgning jf. verifikationsplanen:

Parameter	Formål	Metode	Min. frekvens	Acceptabelt resultat	Opfølgning
Mikrobiologiske parametre (opbevaringstank eller brugsstedet)					
Totalkim 22 °C (Hvis RO-vand opbevares >24 timer inden brug)	Indikator for psykrotrofe patogener som L. monocytogenes eller psykrotrofe Bacillus cereus stammer	ISO 6222:2002	(Vil fremgå af Branche-koden)	n=5 c=2 m=<100 cfu/ml M=<200 cfu/ml	<p>Ved overskridelse af "c" udtages prøver til analyse for L. monocytogenes og B. cereus</p> <p>Ved fund over 200 cfu/ml,</p> <ul style="list-style-type: none"> tømmes og rengøres anlægget, og opbevaringstiden justeres
Totalkim 37 °C	Indikator for human patogener	ISO 6222:2002	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	<p>UV-anlæggets effekt (fx øget dosis) revurderes</p> <p>Anlægget tømmes og rengøres</p>
Sekundær indikator					
B. cereus		ISO 21871:2006	Opfølgning på kintals analyser	< 1 cfu/ml	<p>Ved påvisning findes årsagen, herunder vurdering af behovet for</p> <ul style="list-style-type: none"> Ændrede separationsværdier i ledningsevnestyrede ventiler UV-anlæggets effekt (fx øget dosis)
L. monocytogenes		ISO 11290-1	Opfølgning på kintals analyser	Ingen i 25 ml	<p>Ved påvisning findes årsagen, herunder vurdering af behovet for</p> <ul style="list-style-type: none"> Ændrede separationsværdier i ledningsevnestyrede ventiler UV-anlæggets effekt (fx øget dosis) <p>Batches af færdigvarer, der kan være forurenede af det pågældende RO-vand testes for L. monocytogenes jf. Kapitel 12.1.4 (n=5)</p>
System					
Styringssystemet som helhed	Vurdering af den overordnede styring	Intern audit	Fastlægges af virksomheden	Fungerer som planlagt	Opdatering

Dokumentation

Dokumenter vedr. planlægningen

- HACCP- & OPRP-plan,
- Verifikations-plan
- Opdaterede tegninger over vandfordelingssystemet.
- Evt. tilladelser fra Fødevarestyrelsen.
- Beskrivelse af vandsystemet, dets dimensionering samt tilpasset risikofaktoranalyse
- Plan for fysisk inspektion af systemet.

Operationelle dokumenter

- Rengøringsprocedure for RO- og UV anlæg, vandfordelingsanlæg og opbevaringsfaciliteter.
- Vedligeholdelsesplan for systemet (hvad, hvor ofte og hvordan). Når vedligehold er gennemført registreres det i planen.

Registreringer

- Mangler på udstyr og evt. vandanlæg
- Afgivelsesrapporter
- Overvågningsresultater, korrigerende handlinger og evt. korrektion i tilfælde af fejl jf. HACCP- & OPRP-planen
- Verifikations resultater og evt. opfølgning jf. verifikations-planen
- Valideringsresultater fra indkøringen, således:
 - a) Under indkøring foretages hyppig prøveudtagning indtil resultaterne demonstrerer stabilitet
 - b) Anlægget valideres ved at stå stille i 24 timer, hvorefter der udtages 3-5 prøver til mikrobiologisk analyse

8.10.4 Eksempel 2: RO-vand med pasteurisering

[NB! Færdigt eksempel vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

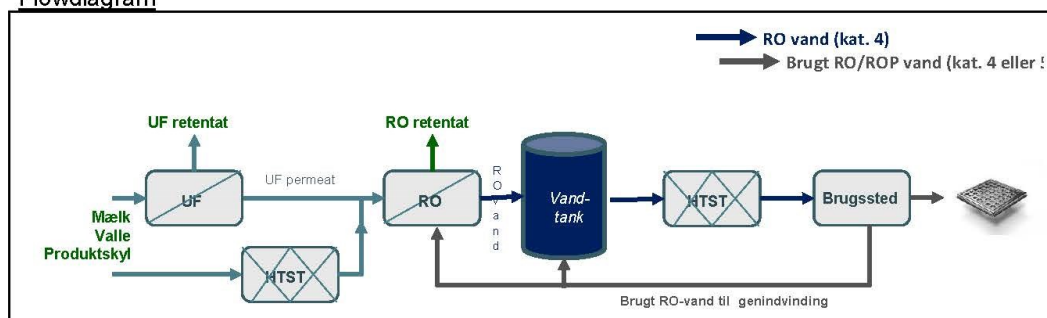
Dette eksempel er baseret på et RO-anlæg og et HTST pasteur-anlæg med back-up forsyning af drikkevand. Det omfatter udvinding af mælkevand fra mælk, valle og produktskyl ved hjælp af RO.

Det er forudsat, at alle bestanddele, der fødes ind i RO-anlægget er pasteuriserede, fx stammer fra pasteuriseret mælk, valle fra ostning af pasteuriseret mælk og produktskyl bestående af mælkebestanddele, der har været underkastet pasteurisering. Såfremt der alligevel indgår mælkevand, der er indvundet fra mælkemateriale, der ikke har været udsat fra en afgørende varmebehandling, skal pasteuriseringstrinnet opfylde kravene til "afgørende pasteurisering" jf. **Kapitel 2.6.4.2 og Kapitel 4.3.4.7.**

RO-vandet opbevares i en buffertank, og pasteuriseres forud for anvendelsen. Pga. den bakteriecelle effekt, er der alene risiko forbundet med evt. opbygning af biofilm af sporedannende mikroorganismer.

Det pasteuriserede RO-vand, der er brugt til formål, der ikke resulterer i opkoncentrering af uorganisk eller organisk materiale, kan returneres direkte til vandtanken.

Flowdiagram



Egenkontrol

Regelmæssig inspektion af systemet (frekvens fastlægges af den enkelte virksomhed). Udstyr inspiceres for at konstatere evt. slitage og skader. Mangler registreres i vedligeholdelsesplanen. Omfang af og tidspunkt for udbedring/reparation planlægges. Hvis skader/slitage kan medføre uheldig påvirkning af produkter eller mulighederne for at styre risikofaktorer, skal udbedring ske straks.

Målinger og opfølgning jf. HACCP/OPRP planen:

Styrings-punkt	Risikofaktor	Styrende Foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
Pasteur (afgørende varmebe-)	L. monocytogenes	Omslagsventil	CCP	Korrekt funktion	Daglig opstarts kontrol	Virker ikke	Ingen opstart Service på omslagsventil og/eller føler

Styringspunkt	Risikofaktor	Styrende Foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
handling af rå mælkebestanddele)	Salmonella	Varmebehandlingstemperatur (efter holdercellen)	CCP	Temperaturen	Kontinuerlig og automatisk	Afhængig af produkt og holdertid ¹¹ .	Alarm. Automatisk omslagsventil ved for lav varmebehandlingstemperatur)
	VTEC						Rengøring før genoptagelse af proces ¹²
	S. aureus						
	Cronobacter spp.						
	B. cereus						
	Mund- og klovsvyg-virus						
		Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	CCP	Flowhastighed eller driftstilstand	Max flowhastighed: Kontinuerlig Forudindstillet flow: Driftstilstand ved opstart	Afhængig af produkt og temperatur: > Antal l/t, der resulterer i den besluttede holdertid (fastsættes for hvert anlæg)	For højt flow resulterer i usikkert produkt, der håndteres jf. Kapitel 12.2
		Sikring mod iblanding af ikke-varmebehandlet produkt	OPRP	Overtryk på varmebehandlet side	Daglig opstarts kontrol	Virker ikke	Ingen opstart Service på omslagsventil og/eller føler
RO-anlæg	Passerende patogener	Flowstyring	OPRP	Fødetryk	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Justering af pumpen
	Patogener fra lækage	Klarhed	OPRP	Visuelt check (transparente rør på anlægget)	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Gennemgang af membraner for utætheder og udskiftning af utætte dele Rengøring af anlæg
Opbevaring af RO-vand	Forøgelse af næringsstofkoncentration til understøttelse af vækst af tilstedeværende patogener og spolerende mikroorganismer	RO-vandets klarhed	OPRP	Lednings-eve umiddelbart før eller efter pasteur-anlæg ¹³	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Alarm
						(Vil fremgå af Branche-koden)	Gennemgang af membraner for utætheder og udskiftning af utætte dele
Opbevaringstank	Tilstedeværende patogener og spolerende mikroorganismer	Opbevaringsforhold	OPRP	Driftstid	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Tømning og CIP før genopstart
			OPRP	Temperatur	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Justering, evt. tømning og CIP

¹¹ Omslagstemperatur skal tage højde for måleusikkerhed. Dette vil typisk være $\pm 0,5$ °C på termometre og $\pm 1,0$ °C for automatisk registrerende termometre

¹² Hvis omslagsventilen er placeret efter regenerativsektionen. Hvis den er placeret lige efter holdercellen, er rengøring ikke nødvendig, hvis pasteuriseringstemperaturen er stabil mindst 2x holdertiden før returomslag kan foretages.

¹³ Mejeriet kan i stedet vælge at måle turbiditet i RO-vand efter UV-anlæg. Der anvendes en aktionsgrænse på >3 FTU.

Styrings-punkt	Risikofaktor	Styrende Foranstaltning	Styresom	Overvågningsprocedure			
				Parameter	Min. frekvens	Aktionsgrænse	Korr. handling(er) & korrektion
Pasteurisering af RO-vand	Tilstedeværende patogener og spolerende mikroorganismer	Omslagsventil	OPRP	Korrekt funktion	Daglig opstarts kontrol	Virker ikke	Ingen opstart Service på omslagsventil og/eller føler
		Varmebehandlingstemperatur (efter holdercellen)	OPRP	Temperatur	Kontinuerlig og automatisk	Afhængig af produkt og holdertid ¹⁴ .	Alarm. Automatisk omslagsventil ved for lav varmebehandlingstemperatur) Rengøring før genoptagelse af proces ¹⁵
		Holdertid (se Kapitel 4.3.4.3)	OPRP	Flowhastighed eller driftstilstand	Max flowhastighed. Kontinuerlig Forudindstillet flow. Driftstilstand ved opstart	Afhængig af produkt og temperatur. > Antal l/t, der resulterer i den besluttede holdertid (fastsættes for hvert anlæg)	Evt. fejl repareres eller relevant dele udskiftes.

Målinger og opfølgning jf. verifikationsplanen:

Parameter	Formål	Metode	Min. frekvens	Acceptabelt resultat	Opfølgning
Mikrobiologiske parametre (opbevaringstank)					
Totaltælling 22 °C	Indikator for mikrobiel vækst	ISO 6222:2002	(Vil fremgå af Branche-koden)	(Vil fremgå af Branche-koden)	Ved overskridelse af "c" udtages prøver til analyse for B. cereus Ved fund over 5000 cfu/ml, • tømmes og rengøres anlægget, og • opbevaringstiden justeres
B. cereus	Oparbejdning af biofilm	ISO 21871:2006	Opfølgning på kintals analyser	< 1 cfu/ml	Ved påvisning findes årsagen, herunder vurdering af behovet for øget rengøringsfrekvens for anlægget
Pasteureringen					
Registrering af temperatur og flow	Check af at registreringen blev foretaget automatisk	Dokument-kontrol	Fastlægges af virksomheden	Registrering blev foretaget automatisk	Måle- og registrerings- udstyret gennemgås. Evt. fejl repareres eller relevant dele udskiftes
System					
Styrings-systemet som helhed	Vurdering af den overordnede styring	Intern audit	Fastlægges af virksomheden	Fungerer som planlagt	Opdatering

¹⁴ Omslagstemperatur skal tage højde for måleusikkerhed. Dette vil typisk være $\pm 0,5$ °C på termometre og $\pm 1,0$ °C for automatisk registrerende termometre

¹⁵ Hvis omslagsventilen er placeret efter regenerativsektionen. Hvis den er placeret lige efter holdercellen, er rengøring ikke nødvendig, hvis pasteuriseringstemperaturen er stabil mindst 2x holdertiden før returomslag kan foretages.

Dokumentation

Dokumenter vedr. planlægningen

- HACCP- & OPRP-plan,
- Verifikations-plan
- Opdaterede tegninger over vandfordelingssystemet.
- Evt. tilladelser fra Fødevarestyrelsen.
- Beskrivelse af vandsystemet, dets dimensionering samt tilpasset risikofaktoranalyse
- Plan for fysisk inspektion af systemet.

Operationelle dokumenter

- Rengøringsprocedure for RO-anlæg, pasteur-anlæg, vandfordelingsanlæg og opbevaringsfaciliteter.
- Vedligeholdelsesplan for systemet (hvad, hvor ofte og hvordan). Når vedligehold er gennemført registreres det i planen

Registreringer

- Mangler på udstyr og evt. vandanlæg
- Afvigelsesrapporter
- Overvågningsresultater, korrigerende handlinger og evt. korrektion i tilfælde af fejl jf. HACCP- & OPRP-planen
- Verifikations resultater og evt. opfølgning jf. verifikations-planen
- Valideringsresultater fra indkøringen, således: Anlægget valideres ved at stå stille i 24 timer, hvorefter der udtages 3-5 prøver til mikrobiologisk analyse

8.10.5 Eksempel 3: ROP-vand med UV-behandling

[NB! Eksemplet vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

8.11 ANVENDELSE AF VAND AF ANDEN KVALITET

8.11.1 Generelt

Vand, der ikke opfylder kvalitetskrav til vand af drikkevandskvalitet (**Kapitel 8.5.2**) eller RO/ROP vand (**Kapitel 8.5.3**) kan anvendes til andre formål, hvor der ikke er risiko for forurening af fødevarer, fx:

- Rengøring af overflader uden fødevarekontakt (fx. udendørstanke, udvendig vask af køretøjer, m.m.
- Vand til toiletskyl, brandslukning m.m.
- Indirekte køling af produkt m.m.. fx i varmevekslere, kondensatorer, fordampningsanlæg m.m.

8.11.2 Eksempel: Kølevand, herunder isvand (skrivning ikke afsluttet)

[NB! Eksemplet vil indgå i fuld version i 1. version af branchekoden for genanvendelse af vand]

8.12 REFERENCER

BILAG 1: VURDERING AF KRAV TIL VANDETS HOVEDBESTANDDELE OG MIKROBIOLOGISKE KRITERIER

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Lugt og smag	Krav til lugt og smag er fastsat af æstetiske årsager	Vandet må ikke have en afvigende smag og lugt, desinfektions-midler undtaget	Ja. Vandet må ikke have en afvigende smag og lugt, desinfektions-midler undtaget		
Farvetal	Fastsat af æstetiske årsager (og smagsmæssige). Et højt farvetal er ofte et udtryk for at vandet er gulligt hvilket kan stamme fra humus under nedslivning til grundvand eller fra udfældning af metaller - oftest jern	≤ 5 mg Pt/l ≤ 15 mg Pt/l (brugssted)	Relevant af æstetiske årsager	RO vands farvetal <1, så relevansen er begrænset	
Turbiditet	Turbiditet er et mål for uklarheden i vand, specielt med henblik på fine partikler. Et højt indhold af fine partikler vil give vandet et grumset og uhygiejnisk udseende. Turbiditeten er således et mål for vandets lysdæmpende virkning. Enheden for turbiditet er FTU (= Formazin Turbidity Units). Enheden FTU/ml er identisk med NTU/ml.	≤ 0,3 FTU (vandværk) ≤ 1 FTU (brugssted) WHO angiver 5 FTU som æstetisk kriterie for vand som handelsvare.	Ja. Klar. Anvendelsesorienterede grænser		
Temperatur	Temperaturkravet er fastsat for at sikre mod unødigt opvarmning af grundvands temperaturen, der er op til ca. 8,5-9 °C	≤ 12 °C bør tilstræbes	Ikke relevant. Opbevaringsforhold for vand er beskrevet i Kapitel 8.5.4.		
pH	pH er fastsat for at beskytte ledningsnettet mod korrosion (surt vand) med øget indhold af metaller i vandet til følge og udfældning af kalk (pH > 8,5).	7-8,5	Neutralt (ca. 7-8,5), især vand, der anvendes til sluts skyl	pH har ingen betydning, da RO- og ROP-vand er meget blødt (<0,1 °dH). Målt pH i mælkevand er svagt surt (5,4-5,8), da fødestrømme pH-justeres (teknisk hjælpestof) for at undgå udfældning af mælkesalte i membranfiltreringsanlæg	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Lednings- evne	Ledningsevne er et mål for vandets evne til at lede en elektrisk strøm. Opløste salte består i stor udstrækning af positivt eller negativt ladede ioner. Disse kan lede en elektrisk strøm. Jo større mængde opløste salte, jo flere ioner og derved højere ledningsevne. Ledningsevne er således et udtryk for mængden af opløste salte, målt i milli Siemens pr. meter (mS/m).	Vejledende værdi er minimum 30 mS/m. Normalt kan det være op til 100 mS/m 30 mS/m = 300 µS/cm	Ja, grænseværdi afhænger af formål. Anvendes også til indirekte overvågning af cut-off mellem skyl, hvor der gælder andre grænser.	Ja, men med helt andet formål, dvs til overvågning af lækage (utætheder i membranfiltreringsanlæg).	
NVOC (Ikke- flygtigt organisk kulstof)	NVOC er en såkaldt samleparameter, det vil sige en størrelse, der angiver forekomst af flere forskellige stoffer eller stofgrupper, hvori kulstof indgår som organisk kulstof. Som oftest er NVOC udtryk for naturlig forekomst af blandt andet humusstoffer, men kan også være et tegn på forurening. NVOC erstatter det tidligere målte "permanganattal".	≤ 4 mg C/L. Normalt dansk grundvand indeholder 0,5 – 6 mg C/L	Ikke relevant. Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indhold stammer derfor fra fødevarekilder på mejeriet.	NVOC i RO vand ligger på 10-60 mg C/l. NVOC i forbindelse med mælkevand er ikke relevant	
Perman- ganattal	Kaliumpermanganattallet er et udtryk for vandets indhold af oxiderbart organisk stof der er defineret ved analysemetoden, Dansk Standard - DS 275. Permanganattal på 12 mg/L svarer til COD på 10 mg O ₂ /L	Ikke længere relevant	Ikke relevant		

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
COD (chemical oxygen demand)	<p>COD indikerer mængden af faktorer i vand som kan oxideres kemisk. Forbrug af oxidanter giver et mål for indhold af organisk stof, og det tilsvarende mængde ilt der skal til. COD udtrykkes således: mg oxygen/l eller g oxygen/m³.</p> <p>For højt COD kan give anledning til dannelse af klorerede forbindelser, hvis vandet tilsættes klor. En COD på < 12 mg O₂/liter forhindrer vækst af evt. tilstedeværende mikroorganismer.</p>	Ingen	Ikke relevant	Relevant som parameter til indirekte overvågning af forurening under oprensning (utætheder i membranfiltreringsanlæg). Aktionsgrænse kan fx fastsættes til 100 mg O ₂ /L. Målingen omfatter ikke urea. Vand, der anvendes til formål, hvor der ikke kan accepteres produktrester, der kan give næring til mikroorganismer, danne klorforbindelser eller korrosion bør holdes ≤ 12 mg O ₂ /L. Dette gælder fx klorvand, der anvendes til desinfektion ¹⁶ .	
Inddampningsrest	Vandets inddampningsrest er et udtryk for summen af de stoffer (salte), der findes i vandet. Det har ikke som sådant nogen sundhedsmæssig betydning og kravet er fastsat af hensyn til anvendelighed til tøjvask og badning (Miljøstyrelsen 1984)	≤ 1500 mg/L	Ikke relevant, da krav til ledningsevne i tilstrækkelig grad dækker behovet for regulering af salte i genindvundet og recirkuleret vand	Ikke relevant. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand	
Calcium	Calcium i drikkevand har ingen betydning for sundheden. Den vejledende grænse er fastsat af hensyn til aflejringer i ledningsnettet (Miljøstyrelsen 1984). Indhold i mælk er ca. 1160 mg/L (Saxholt et al 2008).	Vejledende ≤ 200 mg/L	Evt. overskridelse af grænseværdien i genbrugsvand på mejerier vil skyldes mælk. Ikke relevant, da ledningsnettet internt i mejeriet rengøres, er der ikke behov for at		
				Evt. overskridelse af grænseværdien i genbrugsvand på mejerier vil skyldes mælk.	

¹⁶ Det er vigtigt, at COD er lavt, da klor kan danne klorholdige forbindelser med det organiske materiale, bl.a. kan der dannes trihalomethaner, der kan være kræftfremkaldende – se også [Kapitel 2.11.3.2](#).

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
			forebygge kalkaflejring.	Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand	
				<ul style="list-style-type: none"> RO-vand: 19 mg/L ROP-vand: <0,5 mg/L 	
Magne-sium	Magnesium i drikkevandets er uden betydning for sundheden. Den vejledende grænse er fastsat for at hindre bitter afsmag (Miljøstyrelsen 1984).	≤ 50 mg/L	Ikke relevant, da krav til ledningsevne i tilstrækkelig grad dækker behovet for regulering af salte i brugsvandet.	<p>Ikke relevant.</p> <p>Indhold i mælk er ca. 111 mg/L (Saxholt et al 2008). Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk.</p> <p>Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand</p> <ul style="list-style-type: none"> RO-vand: 1,6 mg/L ROP-vand: <0,1 mg/L 	
Hårdhed	Hårdheden har i sig selv ingen sundhedsmæssig betydning. Den afhænger primært af indhold af calcium og magnesium.	Vejledende 5°-30° dH	Ikke relevant. Se calcium og magnesium.	Ikke relevant.	Hårdheden af RO- og ROP-vand er meget lav, ca. 0,1 ° dH.

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Natrium	Kravet er fastsat af smagsmæssige såvel som sundhedsmæssige årsager. Ved indhold af Na på 175 mg/L smager vandet salt.	≤ 175 mg/L	Ikke relevant, da den sundhedsmæssige begrundelse for kravet relaterer til den generelle eksponering af befolkningen via drikkevandet.	Ikke relevant. Indhold i mælk er ca. 554 mg/L (Saxholt et al 2008). Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand • RO-vand: 0,04-3,1 mg/L • ROP-vand: 11 mg/L	
Kalium	Forekomst af kalium har ingen sundhedsmæssige, smagsmæssige eller tekniske ulemper. Grænsen er fastsat som en sikring mod uønsket spildevandsforurening af grundvand (Miljøstyrelsen 1984).	≤ 10 mg/L	Ikke relevant. Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Forøgelse herefter kan ikke henføres til spildevandsforurening	Ikke relevant, da der ikke er risiko for iblanding af spildevand. Indhold i mælk er ca. 1440 mg/L (Saxholt et al 2008). Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet kan ligge over grænsen for drikkevand • RO-vand: 0,1-19 mg/L • ROP-vand: 30 mg/L	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Ammonium	Ammonium omdannes ved iltning til nitrit og nitrat. Denne iltning tilendebringes på vandværket, da iltningen ellers vil forløbe under ukontrollerede forhold i ledningsnettet. Ammonium fremmer mikrobiel vækst og korrosion. Ammonium binder klor.	$\leq 0,05$ mg/L Hvis vandet ikke filtreres på vandværket, kan ammonium-indhold op til 0,50 mg/l accepteres, men nitrit skal i så fald kontrolleres på ledningsnettet.	Ikke relevant, da råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet øges ikke i forbindelse med produkt- og udstyrs-kontakt på mejeriet.	Ikke relevant, da nedbrydning af ammonium kræver nitrificerende bakterier (<i>Nitrosomonas</i> spp.), og disse findes ikke på mejerier. Ammonium kan passere membraner. Mælk indeholder i størrelsesordenen 200 mg/L. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at det meste filtreres fra, men at restkoncentrationer typisk ligger over grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 0,45-1,0 mg/L • ROP-vand: 0,33-0,83 mg/L 	
Jern	Jernindhold over grænseværdien kan give bismag. Jern i drikkevandets er uden betydning for sundheden.	$\leq 0,1$ mg/L (vandværk) $\leq 0,2$ mg/L (brugssted)	Ikke relevant. De koncentrationer, der evt. kan forekomme vil ikke være væsentligt over grænseværdien	Ikke relevant. Indhold i mælk er ca. 0,4 mg/L (Saxholt et al 2008). Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: <0,01 mg/L • ROP-vand: <0,01-0,02 mg/L 	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Mangan	Mangan forekommer sammen med jern og giver stort set samme ulemper, og er også uden betydning for sundheden.	$\leq 0,02$ mg/L (vandværk) $\leq 0,05$ mg/L (brugssted)	Ikke relevant. De koncentrationer, der evt. kan forekomme vil ikke være væsentligt over grænseværdien	Ikke relevant. Indhold i mælk er ca. 0,1 mg/L (Saxholt et al 2008). Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger godt under grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: <0,005 mg/L • ROP-vand: <0,005 mg/L 	
Bikarbonat	Drikkevandets indhold af bicarbonat (hydrogencarbonat) har ingen betydning for sundheden.	Vejledende mere end 100 mg/L	Ikke relevant	Ikke relevant. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger godt under grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 73 mg/L • ROP-vand: 8-10 mg/L 	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Klorid	<p>Kloridindhold over 250 mg/L erkendes som en salt smag, men er uden betydning for sundheden. Kriteriet er fastsat af smagsårsager og højere indhold har ingen sundhedsmæssig betydning. Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk</p> <p>Såfremt kloridindholdet i vandet er > 150 ppm, er der risiko for korrosion i rustfrie vandrør</p>	≤ 250 mg/L	<p>Ja.</p> <p>Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet kan øges som følge af produkt- og udstyrs-kontakt på mejeriet.</p> <p>Indhold i mælk er ca. 800-900 mg/L. Genindvundet og recirkuleret vand, der anvendes som ingrediens kan derfor indeholde op til 900 mg/L uden at tilføre mere klorid.</p> <p>Til andre formål, bør vandet af hensyn til korrosionsrisiko højst indeholde 150 mg/L</p>	<p>Ikke relevant.</p> <p>Indhold i mælk er ca. 800-900 mg/L. Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk</p> <p>Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger godt under grænsen for drikkevand</p> <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 31 mg/L • ROP-vand: 1,8-17 mg/L 	
Sulfat	Sulfatindhold over grænseværdien giver sammen med indhold af natrium og magnesium anledning til bitter smag, men er uden betydning for sundheden. Sulfat er korrosivt over for især kobberør og varmforzinkede jernrør	≤ 250 mg/L	Ikke relevant Der anvendes ikke kobberør og varmforzinkede jernrør i danske mejerier.	<p>Ikke relevant.</p> <p>Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand</p> <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 7,6 mg/L • ROP-vand: <0,5-1,2 mg/L 	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Nitrat	<p>Nitratinhold over grænseværdien kan især for spædbørn være sundhedsskadeligt, idet nitrat i fordøjelsessystemet bliver omsat til nitrit, der kan hæmme blodets iltoptagelse.</p> <p>Grænseværdien er derfor fastsat af sundhedsmæssige årsager (Miljøstyrelsen 1984) for at maksimere eksponeringen af befolkningen via drikkevand. Indhold i mælk er ca. 2 mg/L.</p>	≤ 50 mg/L	Ikke relevant. Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen.	<p>Ikke relevant.</p> <p>Indhold i valle fra ostningsprocesser, hvor der tilsættes nitrat, kan være op til 60-70 mg/kg.</p> <p>Frafiltreres imidlertid effektivt af membranfiltrering</p> <p>Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand</p> <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 0,51 mg/L • ROP-vand: 1,02-2,39 mg/L 	
Nitrit	Nitrit i vand kan skyldes omdannelse af vandets indhold af ammonium til nitrit og nitrat.	<p>≤ 0,017 mg/L (vandværk)</p> <p>≤ 0,1 mg/L (brugssted)</p>	Ikke relevant, da nedbrydning af ammonium kræver nitrificerende bakterier (<i>Nitrosomonas</i> spp.), og disse findes ikke på mejerier	<p>Ikke relevant.</p> <p>Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand</p> <ul style="list-style-type: none"> • RO-vand: 0,005 mg/L • ROP-vand: 0,003-0,004 mg/L 	

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Fosfor	Fosforindhold over grænseværdien kan være tegn på forurening fra spildevand. Grænsen er fastsat empirisk som en sikring mod uønsket spildevandsforurening af grundvand (Miljøstyrelsen 1984). Fosfor er et essentielt næringsstof.	≤ 0,15 mg/L	Ikke relevant. Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier kan ikke henføres til spildevandsforurening	Ikke relevant. Indhold i mælk er ca. 930 mg/L. Evt. overskridelse af grænseværdien i genindvundet vand på mejerier vil skyldes mælk. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at det meste filtreres fra, men at restkoncentrationer typisk ligger over grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none">• RO-vand: 0,61-0,99 mg/L• ROP-vand: <0,001-0,38 mg/L	
Flourid	Fluorid er et vigtigt mikronæringsstof for mennesker. Det indbygges i menneskers knogler og tænder. Fluorid er godt i små mængder, men skadeligt i store, og der er kun en lille forskel mellem den gavnlige og den skadelige mængde af fluorid.	≤ 1,5 mg/L	Ikke relevant. Råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet øges ikke i forbindelse med produkt- og udstyrs-kontakt på mejeriet.	Ikke relevant. Indhold i mælk er meget lavt. Globalt ligger det på 0,02-0,07 mg/L (Buzalaf et al., 2006), højest hvor der tilsættes flour til drikkevandet. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt under grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none">• RO-vand: <0,05 mg/L• ROP-vand: 0,19-0,4 mg/L	
Ilt (opløst)	Ilt (oxygen) i drikkevandet medvirker til, at drikkevandet smager godt, samt mod vækst af bakterier i ledningsnettet.	> 8 mg/L (vandværk) > 5 mg/L (brugssted)	Ikke relevant på et mejeri. RO-vand og ROP-vand har typisk et indhold på 9-10 mg/L.		

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand (Kategori 1)	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Agressiv kuldioxid	<p>Hvis vandet indeholder aggressiv kuldioxid (carbondioxid), er pH samtidig lav, og vandet er blødt - se også hårdhed. Desuden har vandet et lavt indhold af hydrogencarbonat.</p> <p>Aggressivt grundvand - med indhold af aggressiv CO₂ - forekommer især i Jylland, hvor jorden er kalkfattig samt i overfladevand med lavt saltindhold. Fælles for begge vandtyper er lav hårdhed og pH. Vandet skal behandles, så det færdige vand ikke indeholder aggressiv CO₂, som kan virke tærende på jern og beton.</p>	≤ 2 mg/L	Ikke relevant, da råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen.	Ikke relevant, da der ikke anvendes beton og jern i kontakt med fødevarer. Målt indhold i RO-vand og ROP-vand viser, at indholdet ligger langt godt over grænsen for drikkevand <ul style="list-style-type: none">RO-vand: 160 mg/LROP-vand: 59-64 mg/L	
Svovlbrinte	Svovlbrinte er en ildelugtende giftig luftart, som giver grundvandet en meget karakteristisk lugt af rådne æg. Svovlbrinte er uønsket i drikkevand, fordi det fremmer bakterievækst. Det fjernes fra grundvand ved kraftig beluftning.	≤ 0,05 mg/L	Ikke relevant, da råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet øges ikke på mejeriet		
Metan	Metan er en lugtløs, eksplosiv luftart, der forekommer i råvandet visse steder i landet. Den skal fjernes tidligt i vandbehandlingen ved luftning eller blæsning, da den kan give især bakteriologiske problemer i vandværket. Metan har ingen direkte sundhedsmæssig betydning. Det har dog den indirekte betydning, at det fremmer bakterievækst i rør og installationer.	≤ 0,01 mg/L	Ikke relevant, da råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet øges på mejeriet		
Frit klor	Klor anvendes til desinfektion ved anvendelse af overfladevand til fremstilling af drikkevand og ved grundvand forurenet med bakterier.	Vejledende mindst muligt	Ikke relevant, da råvand, der modtages på mejeriet antages at overholde grænsen. Indholdet øges ikke på mejeriet		

Parameter	Beskrivelse	Krav til drikkevand	Relevans		
			Kategori 2	Kategori 3	Kategori 4
Coliforme	Forekomsten i vand kan tyde på forurening med overfladevand, plantedele og/eller jord, men ikke altid på forurening.	Ikke målelig med anvist metode (100 ml)	Ja. Forekomst i genindvundet og recirkuleret vand vil skyldes mikrobiologisk kontaminering fra rør m.m. (biofilm) eller fra produktrester.		
E coli:	Forekomsten i vand kan tyde på forurening med overfladevand og/eller gødning. Tilstedeværelse af E. coli indikerer mikrobiologisk kontamination fra rør m.m. (biofilm) eller fra produktrester	Ikke målelig med anvist metode (100 ml)	Ja. Kan især forekomme i recirkuleret vand, der har kontakt med ikke-pasteuriseret produkt og vil skyldes mikrobiologisk kontamination fra rør m.m. (biofilm)	Ikke relevant som indikator for forurening internt i mejeriet.	
Totalkim 37 °C	Kimtallet er udtryk for vandets bakteriologiske tilstand generelt	Højst 20 cfu/g	Ja, som indikator for patogener. Test kan anvendes som beslutningsparameter for behov for varmebehandling		
Totalkim 22 °C	Kimtallet er udtryk for vandets bakteriologiske tilstand generelt eller opformering i vandet i form af mikrobiel vækst på vandværket.	Højst 200 cfu/g	Ja, som indikator for psykrotrofe bakterier (fx Listeria og psykrotrofe stammer af Bacillus). Test kan anvendes som verifikation af korrekt opbevaring af vand		
Entero-kokker	Overlever og formerer sig uden for tarmkanalen og er derfor indikator for en fækal forurening af ældre dato.	Ikke målelige niveauer med anvist metode (100 ml)	Ikke relevant, da det antages at råvand, der modtages på mejeriet, overholder kriteriet	Ikke relevant som indikator for forurening internt i mejeriet.	
Clostridium perfringens, inkl. sporer	Kravet gælder kun, hvis vandet hidrører fra eller påvirkes af overfladevand. Bakterien er sporedannende og kan derfor sættes i forbindelse med tidligere forureninger	Ikke målelig med anvist metode (50 ml)	Ikke relevant, da det antages at råvand, der modtages på mejeriet, overholder kriteriet. Der anvendes ikke overfladevand	Ingen relevans	

4. Bilag 4

Dato	Mødets navn/titel på præsentation	Estimeret antal deltagere (antal mejerier)	Partner
9. oktober 2014	Mejeriteknisk Forening, Billund	30 (15)	L&F
28. oktober 2014	Foodtec, Herning	20 (5)	L&F
25. november 2014	Fødevarer sikkerhed på Tværs	Arbejdsgruppe	L&F
17. marts 2015	Forum For Virksomhedsmiljø	10 (1)	L&F
11. maj 2015	Møde hos Danmark Protein	?	L&F
13. maj 2015	INNO+ Kickoff seminar	30 (2)	L&F
20. maj 2015	Møde hos HOCO	?	L&F
26. maj 2015	European Dairy Federation Arbejdsgruppen for miljø og bæredygtighed	Arbejdsgruppe	L&F
18. juni 2015	Møde hos Danmark Protein	?	L&F
9. maj 2016	Water use and reuse in the dairy sector- perspectives and research needs. Dairy Research Fund Network meeting, University of Copenhagen	20	L&F
9. juni 2016	Water use and reuse in the dairy sector- perspectives and research needs. Dairy Research Fund Network meeting, University of Copenhagen	25	DHI
28. september 2016	Møde hos Danmark Protein	?	L&F
14. januar 2016	European Dairy Federation Arbejdsgruppen for hygiejne	Arbejdsgruppe	L&F
29. februar 2016	Water reuse in dairies	60	DHI
29. februar 2016	Workshop on reuse of water in the food sector	60	DHI
17. marts 2016	Møde hos Danmark Protein	?	L&F
20. juni	Netværksmøde for mindre mejerier	?	L&F
1. september 2016	Afslutningsseminar for Vandeffektive Mejerier	29 (6)	Projektets partnere
1. september 2016	Mejeriudvalget	50	DHI

Artikler:

Pedersen, E.R.G. , Lauesen, L.M., & Rosati, F. (2016), Beyond Core Competences and Strategic Assets: Managing Second-Tier Concerns in Everyday Organizational Life (Manuskript sendt til internationalt tidsskrift). En tidlig version af artiklen har været præsenteret på et Borwnbag Seminar her på CBS i 2016.

Pedersen, E.R.G., Lauesen, L.M. & Rosati, F. (2016), Business Challenges and Opportunities for Water Management (Work in Progress document).

Pedersen, E.R.G. and Lauesen, L.M. (2016), Competitiveness, Innovation and Water Management in the Food Sector. Rapport sendt til respondenter fra ind- og udland, som ytrede interesse for projektet.

Pedersen, E.R.G. (2016), the Business (and Politics) of Business Cases, CBS
Blog: <http://blog.cbs.dk/BOS/2016/09/16/the-business-and-politics-of-business-cases/>

Pedersen, E.R.G and Lauesen, L.M (2016), Sustainable business model innovation and water stewardship in the food sector." Manuskript præsenteret på konferencen: "From Science to Society: Innovation and Value Creation", University of Cambridge, juli 2016.

5. Bilag 5

Mikrobiologisk Fouling i RO-membraner. Litteratur sammenstillet af Claus Heggum, Landbrug og Fødevarer

Claus vurderer på basis af litteraturen at denne konfirmerer essensen af, hvad DTU har fundet – at floraen varierer med lokalitet (og membranalder) og at der kan forekomme patogener, dels dem, som stammer fra mælk og dels miljøforurening (*Bacillus*).

Dette er ikke unikt for membraner, der genererer mælkevand, men for alle RO-koncentrationsanlæg til mælkeprodukter – og her oplever vi ikke problemer i den retning – enten fordi produkterne er mikrobiologisk stabiliserede inden evt. patogener måtte vokse op eller fordi RO-koncentrater/-permeater ofte pasteuriseres igen. Litteraturoversigt og hvad de enkelte undersøgelser viser:

Goosen et al (2004) - Fouling of reverse osmosis and ultrafiltration membranes: a critical review. Separation Science and Technology, Volume 39 (10) 2004, pp 2261-2298 (Marcel Dekker)

Bacterial fouling of a surface (i.e. formation of a biofilm) can be divided into three phases: transport of the organisms to the surface, attachment to the substratum, and growth at the surface

Fleming et al. [30] have shown that it takes about three days to completely cover a reverse osmosis membrane with a biofilm

Flemming and Schaule [20] also demonstrated that after a few minutes of contact between a membrane and raw water, the first irreversible attachment of cells occur. *Pseudomonas* was identified as a fast adhering species out of a tap water microflora.

Flemming et al. (1993) - How do performance parameters respond to initial biofouling on separation membranes? Vom Wasser 80 (1993), 177-186

Flemming and Schaule (1988) - Biofouling of Membranes - A Microbiological Approach. Desalination 70 (1988) 95-119

Tang et al. (2009) - Factors affecting the attachment of micro-organisms isolated from ultrafiltration and reverse osmosis membranes in dairy processing plants. Journal of Applied Microbiology 107 (2), 443-451

A variety of different micro-organisms is associated with dairy ultrafiltration and reverse osmosis membranes after cleaning, suggesting several possible sources of contamination. The cleaning of these membranes may be inadequate. The attachment of the different isolates is highly variable and enhanced in the presence of whey. It can be concluded that all components of whey may enhance bacterial attachment.

Table 1. Strains isolated from the dairy membrane plants

Strains	Species	Manufacturing plant	Type of plant	From permeate side / retentate side of membrane samples
WL001	<i>Chryseobacterium indologenes</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Retentate side
WL004	<i>Bacillus firmus</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Retentate side
WL008	<i>Lactococcus lactis</i> ssp. <i>cremoris</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Retentate side
B001	<i>Klebsiella oxytoca</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Permeate side
B003	<i>Enterobacter sakazakii</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Permeate side
B006	<i>Klebsiella oxytoca</i>	A	Ultrafiltration (whey)	Permeate side
WA001	<i>Lactobacillus</i>	B	Ultrafiltration (whey)	Permeate side
WA002	<i>Bacillus licheniformis</i>	B	Ultrafiltration (whey)	Retentate side
TR001	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	C	RO (casein whey permeate)	Retentate side
TR002	<i>Klebsiella oxytoca</i>	C	RO (casein whey permeate)	Retentate side
TR004	<i>Bacillus licheniformis</i>	C	RO (casein whey permeate)	Retentate side
H1	<i>Blastoschizomyces capitulatus</i>	C	RO (casein whey permeate)	Retentate side
EL4019	<i>Klebsiella oxytoca</i>	D	RO (milk permeate)	Retentate side

The predominant isolates recovered from these membrane surfaces in dairy plants were Gram-negative bacteria. Whey will normally contain predominantly Gram-positive organisms from the starter population (lactic acid bacteria) or thermo-resistant species such as spore-forming *Bacillus* species.

Ten of our 13 strains showed no ability to attach from pure culture, which suggests that either the majority of isolates did not form biofilm but were trapped in the accumulation of protein and biofilm on the membranes, or the required conditions were not present in our experiments (e.g. combination with other micro-organisms or specific environmental conditions required for attachment).

The high proportion of Gram-negative isolates, especially coliforms, found in this study indicates the most likely source of contamination may be the water used for dialysis, or general plant hygiene problems. *Enterobacter sakazakii* is a common environmental contaminant and therefore it is not too surprising that it was found together with other Gram-negative micro-organisms.

Anand et al. (2014) - Development and Control of Bacterial Biofilms on Dairy Processing Membranes. to old article view. Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety, Volume 13, Issue 1, 18–33

Previous reports have revealed that 60% of the bacterial species isolated from water RO are actively contributing to biofilm formation (*Kim and others 2009. Biofouling of reverse osmosis membranes: microbial quorum sensing and fouling propensity. Desalination 247(1–3), 303–15*). Although biofilm development is a slow process, it accumulates to a few millimeters thick in a matter of days.

In membrane processing systems, the feed, process configurations, and operational conditions are responsible for differences in biofilm structures (Chen et al. 2004. *Community structure of microbial biofilms associated with membrane-based water purification processes as revealed using a polyphasic approach*. *Appl Microbiol Biotechnol* 63(4):466–73).

In some recent studies (Biswas et al, 2010 - *Characterization of microorganisms isolated from biofilms formed on whey reverse osmosis membranes*. *J Dairy Sci* 93:E-Suppl 1; Avadhanula 2011. *Formation of bacterial biofilms on spiral wound reverse osmosis whey concentration membranes and its influence on retentate quality [MS thesis]*. South Dakota State Univ., Brookings, S.Dak.) the presence of multispecies bacterial biofilms on whey RO membranes has been reported. The identified bacterial species were from the genera Enterococcus, Staphylococcus, Micrococcus, Streptomyces, Corynebacterium, Bacillus, Klebsiella, Aeromonas, Pseudomonas, Streptococcus, and Chryseobacterium, as well as Escherichia coli. Bacillus isolates were observed to be the most resistant among the entire constitutive microflora against cleaning agents (Singh 2012 - *Evaluation of a typical CIP protocol to control bacterial biofilms on whey reverse osmosis membranes [MS thesis]*. South Dakota State Univ., Brookings, S.Dak); Anand and Singh 2013 - *Resistance of the constitutive microflora of biofilms formed on whey reverse-osmosis membranes to individual cleaning steps of a typical clean-in-place protocol*. *J Dairy Sci* 96(10):6213–22). Cross-contamination of whey retentate with B. cereus from whey RO membrane has recently been reported by Anand et al. 2012 - *The effects of biofilms formed on whey reverse osmosis membranes on the microbial quality of the concentrated product*. *Int J Dairy Technol* 65(3):451–5).

Milk and whey membrane processing units generally operate continuously for up to about 24 h, and then are shut down for clean-in-place in order to restore production capacity and membrane permeability. A decision to shut down and clean is usually made based on flux data.

In a study (Hijnen et al 2012 - *Quantitative assessment of the efficacy of spiral-wound membrane cleaning procedures to remove biofilms*. *Water Res* 46(19):6369–81) validated that a combination of NaOH and SDS was the most effective in cleaning RO membrane biofilms. Similarly, Madaeni and Samieirad, 2010 - *Chemical cleaning of reverse osmosis membrane fouled by wastewater*. *Desalination* 257(1):80–6 showed that a combination of NaOH/SDS followed by HCl step resulted in a greater cleaning capability for eliminating foulants from RO membrane.

Table 3.2: Strains isolated from the dairy membrane plants. (WP = Whey Permeate; MP = Milk Permeate)

Strain	Species	Dairy Plant	Type of plant (Feed)	Permeate / Retentate Side of Membrane
WL001	<i>Chryseobacterium indologenes</i>	A	UF (whey)	Retentate Side
WL004	<i>Bacillus firmus</i>	A	UF (Whey)	Retentate Side
WL008	<i>Lactococcus lactis</i> ssp <i>cremoris</i>	A	UF (Whey)	Retentate Side
B001	<i>Klebsiella oxytoca</i>	A	UF (Whey)	Permeate side
B003	<i>Cronobacter sakazakii</i>	A	UF (Whey)	Permeate Side
B006	<i>Klebsiella oxytoca</i>	A	UF (Whey)	Permeate Side
WA001	<i>Lactobacillus</i>	B	UF (Whey)	Permeate Side
WA002	<i>Bacillus licheniformis</i>	B	UF (Whey)	Retentate Side
TR001	<i>Pseudomonas fluorescens</i>	C	RO (WP)	Retentate side
TR002	<i>Klebsiella oxytoca</i>	C	RO (WP)	Retentate Side
TR004	<i>Bacillus licheniformis</i>	C	RO (WP)	Retentate Side
H1	<i>Blastoschizomyces capituratus</i>	C	RO (WP)	Retentate Side
EL4019	<i>Klebsiella oxytoca</i>	D	RO (MP)	Retentate Side

The major groups identified on whey-concentration RO-membranes were lactic acid bacteria, coliforms and *E. coli*, *Pseudomonas* spp. and *Staphylococcus aureus*.

The presence of potential pathogens such as *S. aureus* in the biofilm matrix may serve as a source of cross-contamination of whey concentrate.

Another noteworthy observation was the presence of a b-haemolytic bacterium in whey concentrate (retentate) samples, which was not present in feed whey. The 16srDNA studies found a match with the b-haemolytic *Bacillus* isolates that were concurrently isolated from the respective membrane biofilm samples as well. This helped to support the potential of cross-contamination of whey retentate with constitutive microflora of biofilms.

This study also evaluated the build-up of bacterial load in the feed whey samples during a typical 21-h whey concentration cycle.

.....we realised that the bacteria that might have survived the pasteurisation of whey prior to membrane filtration could serve to seed the initial biofilm formation

Anand et al. (2012) - The effects of biofilms formed on whey reverse osmosis membranes on the microbial quality of the concentrated product. International Journal of Dairy Technology 65(3), 451-455.

Bilagsrapport til' Vandeffektive mejerier - et partnerskab på vejen mod det
vandløse mejeri': <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/12/978-87-7120-931-0.pdf>



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2300 København Ø

www.mst.dk